

**Univerzita Karlova v Praze**

**Přírodovědecká fakulta**

**Ústav pro životní prostředí**

Ekologie a ochrana prostředí

Ochrana životního prostředí



**Bc. Markéta Hanzlová**

**Hodnocení vlivu krajinné struktury na znečištění povrchových vod v  
CHKO Křivoklátsko s využitím ArcSWAT**

Impact assessment of landscape structure on surface water pollution in  
Krivoklatsko protected area using ArcSWAT

Diplomová práce

Vedoucí diplomové práce: Ing. Luboš Matějček, Ph.D.

---

Praha, 2018

## **Prohlášení:**

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci na téma: **„Hodnocení vlivu krajinné struktury na znečištění povrchových vod v CHKO Křivoklátsko s využitím ArcSWAT“** vypracovala samostatně a použila jen pramenů, které cituji a uvádím v přiložené bibliografii.

V Praze dne: .....

.....

Podpis autora

## **Poděkování**

Děkuji Ing. Luboši Matějčíkovi, Ph.D. za odbornou pomoc, inspiraci, literární prameny a mnoho praktických rad. Dále bych ráda poděkovala rodině za jejich morální podporu a cenné připomínky k formální stránce. V neposlední řadě bych chtěla poděkovat všem, kteří mi během zpracování diplomové práce vyšli vstříc.

## Abstrakt

Diplomová práce se zabývá využitím hydrologického modelu SWAT pro hodnocení vlivu krajinné struktury na znečištění povrchových vod v oblasti CHKO Křivoklátsko. Za tímto účelem byly nástrojem ArcSWAT v prostředí ArcGIS vytvořeny hydrologické modely pro tři strukturně odlišná povodí nacházející se v zájmové oblasti. Pomocí těchto modelů byly od roku 2003 do poloviny roku 2014 simulovány koncentrace dusičnanů v povrchových vodách, pro které byla k dispozici terénní měření potřebná pro kalibraci a validaci modelu. Statistické hodnocení modelů se stávajícím uspořádáním krajinné struktury nevykazovalo uspokojující shodu simulovaných hodnot s hodnotami měřenými. Vzhledem k nejistotám zahrnutým v modelu, včetně nedostačujícího množství měřených hodnot dusičnanů, nebylo možné očekávat statisticky přesné výsledky.

Po ověření základních modelů bylo důležitým krokem vytvoření modelů nových, které zahrnovaly různé scénáře uspořádání krajinné struktury. Nové varianty představovaly změny využití pozemků zařazených v kategorii orná půda na pastviny nebo na smíšené lesy, a to v oblasti rozléhající se kolem toku do vzdálenosti 250 m a 500 m. Při modelování vlivu jednotlivých scénářů uspořádání krajinné struktury na koncentrace dusičnanů se prokázal pozitivní účinek zatravnění i zalesnění pozemků využívaných jako orná půda ve všech povodích. Modely Rakovnického a Zbirožského potoka potvrdily předpoklad, že vliv změny krajinné struktury je větší při nahrazení orné půdy smíšeným lesem než pastvinou, přičemž potvrdily, že nejúčinnější variantou pro redukci dusičnanů v povrchových vodách je scénář zahrnující zalesnění orných ploch v okolí toku do vzdálenosti 500 m, a to v průměru až o 39 %. V případě modelu Tyterského potoka byla zjištěna obdobná účinnost změny krajinné struktury zahrnující převedení orných půd na pastviny a smíšené lesy v průměru až o 57 %.

**Klíčová slova:** Dusičnany, CHKO Křivoklátsko, krajinná struktura, land use, modelování, SWAT.

## **Abstract**

The topic of thesis deals with a hydrological model SWAT used for impact assessment of landscape structure on surface water pollution in Krivoklatsko protected area. For this purpose using ArcSWAT in the ArcGIS environment there were built hydrological models of three watersheds of various landscape structure located in the area of interest. The measured data of nitrate were used for these models. Concentration of nitrates in the surface waters were simulated by using these models in the period from 2003 until mid-2014. The statistical evaluation of the models including actual landscape structure did not show satisfactory match of the simulated values with the measured values. Due to the uncertainties of the model, including insufficient quantity of measured nitrates, it was not possible to expect exact results.

After validation of basic models, it was important to create new models that would include various scenarios of landscape structure organization. New versions represented changes in the use of land classified as arable land in pasture or mixed forests, in the area around the stream to 250 m and 500 m. Modelling of the impact of individual scenarios on the structure of the landscape structure on nitrate concentrations there was displayed a positive effect of grassing and afforestation of land used as arable land in all river watersheds. Models of Rakovnik stream and Zbiroh stream basins confirmed the assumption that the impact of changes in the landscape structure is greater by replacing arable land with a mixed forest than a pasture and confirmed that the most effective option for nitrate reduction in surface waters is a scenario involving the afforestation of arable lands near the stream to a distance of 500 m, even up to the average of 39 %. In case of Tytersky basin model there was found a similar change in the landscape structure including the conversion of arable land to grassland and mixed forests on average by 57 %.

**Keywords:** Nitrates, Krivoklatsko protected area, landscape structure, land use, modelling, SWAT.

# OBSAH

Seznam zkratek .....	7
1. ÚVOD .....	9
2. PŘEHLED LITERATURY .....	10
2.1. Krajinná struktura .....	10
2.1.1. Vývoj krajinné struktury v České republice .....	12
2.1.2. Vliv krajinné struktury na jakost vod .....	13
2.2. Modelování znečištění povrchových vod .....	17
2.2.1. Charakteristika modelu SWAT.....	20
2.2.2. Aplikace modelu SWAT.....	21
2.2.3. Využití programu SWAT-CUP v modelování.....	24
2.2.4. Využití programu ArcGIS v modelování.....	25
3. MATERIÁLY A METODIKA.....	26
3.1. Charakteristika zájmového území.....	26
3.2. Komponenty modelu.....	28
3.3. Kalibrace a validace modelu.....	32
3.4. Kritéria pro hodnocení výsledků simulací .....	36
3.5. Modelování scénářů uspořádání krajinné struktury .....	38
4. VÝSLEDKY .....	43
4.1. Tyterský potok .....	43
4.2. Rakovnický potok .....	50
4.3. Zbirožský potok .....	56
5. DISKUZE .....	64
6. ZÁVĚR .....	69
Seznam literatury .....	70

## **Seznam zkratek**

AGNPS - Agricultural Non-Point Source Pollution Model

BMP - Best management practices

CEAP - Conservation Effects Assessment Project

CLUE-S - The Conversion of Land Use and its Effects

CORINE - Coordination of Information in the Environment

CREAMS - Chemicals, Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems

ČHMÚ - Český hydrometeorologický úřad

ČOV - Čistírna Odpadních Vod

DIBAVOD - Digitální báze vodohospodářských dat

DJ - Dobytčí jednotka

DMT - Digitální model terénu

EO – Ekvivalentní obyvatel

EPIC - Environmental Impact Policy Climate

ESWAT - Enhanced SWAT

EUROHARP - Towards European Harmonised Procedures for Quantification of Nutrient Losses from Diffuse Sources

GIS - Geografické informační systémy

GLEAMS - Groundwater Loading Effects on Agricultural Management Systems

GLUE - Generalized Likelihood Uncertainty Estimation

HRU – Hydrologic response unit

CHESS - Climate, Hydrochemistry and Economics of Surface-water Systems

CHKO - Chráněná krajinná oblast

LHS - Latin Hypercube Sampling

MCMC - Markov Chain Monte Carlo

MUSLE - Modified Universal Soil Loss Equation

NS – Nash-sutcliffův koeficient

PBIAS – procentuální systematická odchylka

PEZ - Populační ekvivalent znečištění

PSO - Particle Swarm Optimization

PVL – Povodí Vltavy -státní podnik

QUAL2E - The Enhanced Stream Water Quality Model

QUESTOR - Quality Evaluation and Simulation Tool for River Systems

ROTO - Routing Outputs to Outlet

SWAT - Soil and Water Assessment Tool

SWAT-CUP - SWAT Calibration and Uncertainty Programs

VÚMOP - Výzkumný ústav meliorací a ochrany půd



# 1. ÚVOD

Znečištění povrchových vod patří mezi nejvýznamnější environmentální problémy. Mezi krajinnou strukturou a jakostí vody existuje úzká souvislost (Engstrom et al., 2000). Právě pochopení vztahu mezi využíváním půdy a kvalitou povrchových vod je nezbytné pro efektivní hospodaření s vodními zdroji (Rajib, 2016).

Za účelem jednotné metodiky hodnocení ekologického stavu řek lze využít hydrologické modely, kterými se v posledních letech zabývá řada výzkumných studií. Vzhledem k možnostem vyhodnocování antropogenních tlaků v krajině působících na kvalitu vod lze tyto modely využít jako nástroj pro plánování hospodaření s vodními zdroji, a také na podporu rozhodování (Refsgaard, 2007; Schoumans a Silgram, 2003).

Zájmová oblast CHKO Křivoklátsko je velmi cennou přírodní lokalitou, která tvoří společně s Brdy nejrozsáhlejší souvislý komplex lesů v rámci vnitrozemských vrchovin a pahorkatin (Ložek, 2011). Přesto je i tato krajina ovlivněna antropogenními zásahy, které se odrážejí na kvalitě povrchových vod.

Diplomová práce hodnotí vliv krajinné struktury na znečištění povrchových vod v CHKO Křivoklátsko a přilehlých oblastech od roku 2013 do poloviny roku 2014 s využitím modelu SWAT. Za tímto účelem jsou pomocí modelů porovnávány změny v simulovaných koncentracích dusičnanů v Tyterském, Rakovnickém a Zbirožském potoce v rámci rozdílných hypotetických scénářů uspořádání krajinné struktury.

## **Cíle diplomové práce:**

- Vytvoření hydrologických modelů simulujících koncentrace dusičnanů v závislosti na vlastnostech povodí a meteorologii pro povodí Tyterského, Rakovnického a Zbirožského potoka s využitím programu ArcSWAT v prostředí ArcGIS.
- Kalibrace a validace modelů včetně jejich statistického zhodnocení.
- Vytvoření modelů zájmových povodí zahrnující 4 alternativní scénáře využití půdy v povodí.
- Zhodnocení vlivu krajinné struktury na koncentrace dusičnanů v povrchových vodách na základě simulace alternativních scénářů.

## 2. PŘEHLED LITERATURY

### 2.1. Krajinná struktura

Jedním z nejdůležitějších rysů krajiny je prostorová heterogenita vyjádřená krajinnou strukturou (Lipský, 1999). Strukturu krajiny definujeme jako rozložení energie, látek a druhů ve vztahu k tvarům, velikostem, počtům, způsobům a k uspořádání krajinných složek a ekosystémů (Forman a Godron, 1993). Krajinná struktura je tedy určujícím faktorem energomateriálových toků, biodiverzity a pohybu organismů v krajině, a představuje tak zásadní vliv na funkční vlastnosti krajiny. Jakákoliv změna krajinné struktury v čase i prostoru ovlivňuje průběh krajinných procesů a mění vlastnosti a charakteristiky krajiny včetně ekologické stability a režimu vod (Sklenička, 2003; Forman a Godron, 1993). Rozlišujeme 3 základní typy krajinné struktury: primární, sekundární a terciární.

Primární krajinná struktura je souborem na člověku nezávislých přírodních prvků, které představují původní a trvalý základ pro ostatní struktury. Tvoří ji zejména geomorfologické struktury, základní tvary reliéfu a na ně vázané říční sítě. Primární struktura je dlouhodobě trvalá a z hlediska lidského věku se podstatně nemění (Miklós a Izakovičová, 1997; Bedrna et al., 1992).

Oproti tomu struktura sekundární se v historickém vývoji mění velmi rychle a představuje jak člověkem částečně nebo úplně pozměněné dynamické systémy, tak i nově vytvořené umělé prvky (Petrovič, 2005). Sekundární struktura je do značné míry predisponována primární strukturou, ale její charakter je dán především způsobem využívání krajiny člověkem neboli land use (Lipský, 2002).

Land use lze definovat jako konkrétní projev lidské činnosti v prostoru a čase, který v sobě shromažďuje určitý kulturní, sociální a hospodářský potenciál. Zároveň představuje průnik mezi přírodními vlastnostmi území, technickými možnostmi a poznatky člověka (Žigrai, 1983). Land use můžeme chápat jako obecný pojem, který se obvykle používá pro geografický výzkum využití ploch (Bičík et al., 2010). Aktuální využití půdy společně s vegetací pokrývající zemský povrch je označováno jako krajinný pokryv neboli land cover. Klasifikace krajinného pokryvu je podle programu CORINE tvořena několika úrovněmi s rostoucí mírou podrobnosti. První základní úroveň obsahuje 5 tříd:

urbanizovaná území, zemědělské plochy, lesy a polopřírodní oblasti, humidní území a vodní plochy (EEA, 2014).

Využití půdy často nerespektuje přírodní předpoklady území a zcela překrývá a potlačuje primární krajinnou strukturu. Může tak působit řadu environmentálních problémů v krajině jako například ekologickou nestabilitu krajiny, půdní erozi, narušený vodní režim či znečištění vod.

Třetí základní strukturou krajiny je struktura terciérní neboli socioekonomická, která vyjadřuje duchovní rozměr krajiny a její kulturní historii (Lipský, 2002).

Z hlediska fungování krajiny je krajinná struktura tvořena třemi základními krajinnými složkami: krajinnou maticí (matrix), krajinnými ploškami (enklávami) a krajinnými koridory. V těchto složkách se odehrává veškerý pohyb v krajině a jejich každá konkrétní konfigurace implikuje charakteristické toky organismů, hmot a energií (Lipský, 1999).

Krajinná matrice, neboli krajinná složka obklopující plošku či koridor, je nejrozsáhlejší a nejvíce propojenou složkou, která hraje zásadní roli v dynamice celé krajiny. Definování krajinné matrice v terénu však není jednoduché, proto je při její identifikaci účelné postupovat od nejnápadnějších charakteristik. Hlavními kritérii jsou relativní plocha složky, spojitost krajiny a vyhodnocení řídicího elementu v dynamice (Fisher, 2007; Forman, 2004).

Kritérium relativní plochy říká, že matrice svou plochou výrazně převládá nad celkovou plochou ostatních typů krajinných složek (Forman a Godron, 1993). Pokud plocha jednoho typu krajinné složky převládá nad ostatními alespoň z 50 %, lze jej považovat za krajinnou matici (Sklenička, 2003). V případě lesnaté krajiny je tedy krajinnou maticí les, zatím co v krajině zemědělské je krajinnou maticí pole (Semorádová, 1998).

Druhé kritérium značí, že plošně nejrozsáhlejší typ krajinné složky bývá zpravidla i nejspojitější. Třetí kritérium má rozhodující vliv na průběh krajinných procesů, jeho odhad je však nejsložitější. Všechna tato kritéria se obvykle doplňují (Fisher, 2007).

Plošky neboli enklávy tvoří nelineární území na zemském povrchu. Liší se od svého okolí a často jsou obklopené krajinnou maticí. Mají variabilní tvar, velikost, charakteristiku hranic a vnitřní heterogenitu (Sklenička, 2003). Plošky se vyznačují různým původem i mechanismem svého udržení a mohou tak v průběhu času mizet a zase se objevovat. Tuto vlastnost ilustruje charakteristika zvaná obrat (Kovář, 2008). Příkladem enklávy

v zemědělské krajině může být například louka, rybník, skalní výchoz ale i vesnice. Prostředí plošky se od okraje směrem do středu liší, a to zejména v počtu druhů a druhovém složení. Tuto skutečnost popisuje takzvaný okrajový efekt.

Posledním typem základních krajinných složek jsou koridory. Krajinné koridory definujeme jako funkčně vymezená území, která mají oproti enklávě výrazně liniový charakter. Jejich hlavním účelem je propojování krajinných plošek, čímž umožňují, ale i usměrňují pohyb ekologických objektů v krajině (Forman a Godron, 1993). Koridory působí příznivě i jako ochrana proti erozi, větru a prachu. V neposlední řadě napomáhají konzervaci druhů (Kovář, 2008).

Podle původu rozlišujeme koridory přírodní a koridory antropogenní. Přírodní koridory v krajině jsou tvořeny převážně pásy podél vodních toků nebo zvířecími stezkami na úzkých hřebenech. Koridory antropogenní pak zejména živými ploty, dopravní sítí nebo větrolamy (Semorádová, 1998).

### **2.1.1. Vývoj krajinné struktury v České republice**

Vývoj krajinné struktury je předmětem zájmu různých oborů, především přírodovědných a společenských. Hlavním důvodem studia je poznání reakcí krajiny na proběhlé ekonomické, demografické a politické změny u nás i v okolních státech. Během těchto období společnost vyžaduje nové funkce v různých částech krajiny, a vytváří tak tlak na změnu krajinné struktury, která se následně postupně či skokově mění (Hladík, 2002; Jeleček, 2002).

Od pravěku k současnosti prošla krajina České republiky složitým vývojem, za působení vlivu přírodních podmínek a člověka. Antropogenní procesy vývoje krajiny jsou ve srovnání s průběhem většiny přirozených procesů mnohem rychlejší (Lipský, 2010). Tento rozsah změn pak přesahuje možnosti adaptability přírodních systémů, kdy dochází ke ztrátě jejich biologické i kulturní rozmanitosti (Antrop, 2008).

Až do poloviny 20.století činnost člověka krajinu spíše obohacovala, než ničila. Snímky z tohoto období zachycují typickou venkovskou krajinu minulých století s řadou efemerních prvků, kterou již v současné krajině nenajdeme (Lipský, 2010). Během jednoho až dvou desetiletí od 50.let došlo během období socialistické kolektivizace venkova k radikální proměně krajinné struktury (Löw a Míchal, 2003). Tradiční pestrá mozaika drobných plošek byla přeměňována v hrubozrnnou krajinu obhospodařovaných celků. Toto

zjednodušování krajinné struktury mělo za následek narušení režimu vod a zánik cenných ekosystémů (Sklenička, 2003; Salzmann, 1983)

Obrat k lepšímu nastal v 80. letech minulého století, kdy se vlivem dotační politiky státu snížila intenzita hospodaření. Orné půdy se převáděly na louky, pastviny a lesy a zároveň probíhaly revitalizační zásahy na tocích a obnovy malých vodních nádrží v krajině (Just, 2003; Lipský, 2000; Šámal, 2001). Dílčí zalesňování zemědělské půdy bylo kompenzováno těžbou a záborem lesní půdy pro výstavbu. Z toho důvodu se výměra lesa dle statistik téměř nezměnila a zůstala na jedné třetině plochy území České republiky (Lipský, 2010). Během let docházelo také k opouštění pozemků na zemědělsky nevhodných plochách a vznikaly tak dočasné či trvalé úhory. Tyto opuštěné a nevyužívané parcely se staly centry biodiverzity a refugii pro rostlinné a živočišné druhy vytlačované ze zemědělských ploch (Lipský, 2005; Lipský, 2010). V krajině také postupně narůstá roztroušená zeleň a nelesní dřevinná vegetace, čímž se opět obnovuje mozaikovitost a pestrost kulturní krajiny (Maděra a Zimová, 2005; Míchal, 1992). Hlavním negativem ovlivňujícím Českou republiku však zůstává masivní rozvoj průmyslu a infrastruktury (Sklenička, 2003).

### **2.1.2. Vliv krajinné struktury na jakost vod**

Geomorfologie, klima a využívání povodí jsou hlavními faktory úzce souvisejícími s jakostí vod ve vnitrozemských oblastech (House a Warwick, 1998). Ve velkém měřítku ovlivňuje kvalitu vod také velikost a svažitost povodí, teplota vzduchu, eroze, srážky, půdní pokryv a vegetace (Christopher et al., 2008).

Zdroje znečištění povrchových vod mohou být jak antropogenního, tak i přírodního původu (Novotny a Chesters, 1981). Tyto zdroje můžeme následně rozdělit na bodové a plošné zdroje znečištění, jichž vliv je rozdílný pro krátkodobé nebo dlouhodobé hydrologické situace, a také pro různé znečišťující látky (Novák et al., 2017; Peters et al., 1997). Při sledování znečištění podzemních a povrchových vod je také důležité zodpovědět, zda se jedná o starou zátěž či aktuálně se vyskytující kontaminaci, a zda se jedná o kontaminaci jednorázovou či dlouhodobou (Novotny, 2003).

Znečištění vod z bodových zdrojů je vázané na akumulaci činností do úzce ohraničených oblastí. Bodové zdroje znečištění jsou snadno lokalizovatelné, což alespoň teoreticky umožňuje jejich sledování a posouzení vlivu na jakost povrchových a podzemních vod

(Novotny a Chesters, 1981). Znečištění je převážně kontinuální nebo se cyklicky opakuje a jeho odtok není výrazně ovlivněn meteorologickými faktory. Typickými bodovými zdroji znečištění jsou výpusti průmyslových podniků a obecních kanalizací. V zemědělské krajině pochází znečištění především ze zemědělských usedlostí a skladů hnojiv (Novák et al., 2017; Smith, 1977).

Oproti tomu znečištění z plošných zdrojů probíhá časoprostorově nepravidelně v závislosti na proměnlivých meteorologických, morfologických, půdních a porostních podmínkách, a je tedy obtížně sledovatelné (Novák et al., 2017). Pro povrchové i podzemní vody jsou velkým rizikem plošné zdroje znečišťujících látek z rostlinné a živočišné výroby, a to z důvodu lokalizace většiny povrchových vod v zemědělsko-lesní krajině (Heathwaite a Johnes, 1996). Podle Klimeše et al. (2007) jsou největšími zdroji plošného znečištění ze zemědělství obhospodařované příkré svahy a plochy využívané pro živočišnou výrobu.

Kvítek a Krátký (2016) člení plošné zdroje znečištění do následujících kategorií:

1. umělé látky užívané v zemědělství v přírodě se nevyskytující (mořidla, pesticidy apod.)
2. přírodní anorganické látky uvolněné zrychleným zvětráváním hornin za působení atmosférických depozic (bazické kationty, hliník apod.)
3. umělé živiny z průmyslových a statkových hnojiv
4. přírodní živiny uvolňující se mobilizací z půdního prostředí při mineralizaci půdní organické hmoty.

Nejdůležitějšími prvky ovlivňujícími jakost vody jsou sloučeniny dusíku a fosforu (Pitter, 2009). Podle řady autorů např. Buck et al. (2004), Donner et al. (2004), Wayland et al. (2003) a Owens et al. (1991) má využívání pozemků zásadní vliv na množství dusičnanů a fosforečnanů odnášených do povrchových vod. Jejich koncentrace pozitivně souvisí se zemědělstvím a s urbanizovanou plochou v povodí (Tong a Chen, 2002).

Úzkou souvislost mezi rozšířením zemědělského rozvoje s následným poklesem jakosti vody potvrdily studie Smith et al. (1993) a Wilcock et al. (1999) na lokalitách v Novém Zélandu a Carpenter et al. (1998) ve Spojených státech amerických. Podle Diez et al. (2000) stojí za zvýšenou koncentrací dusíku a fosforu ze zemědělství převážně nevhodný

system hospodaření. Jak specifikuje Graham (1995), dochází k němu převážně nesprávným používáním minerálních hnojiv.

Naopak nejmenší zdroj znečišťujících látek na jednotku plochy představují trvalé travní porosty a lesy (Novotný a Chesters, 1981). Podle Sylvia et al. (1998) je v lesních povodích, i přes značné depozice dusíku, nízká koncentrace živin v tocích. To je zapříčiněno schopností lesa zadržovat až 45 % depozice dusičnanového dusíku. Tato hodnota je ještě vyšší v případě vyhodnocení vzorků z podkorunových srážek (Švihla et al., 2017). Nissinen a Hari (1998) připisují snížené koncentrace dusičnanů v lesních povodí nízkým antropogenním vstupům. Les má tedy klíčovou a nezastupitelnou hodnotu pro zachování příznivé kvality vody, zejména v případě jejího využití jako zdroje pitné vody (Švihla et al., 2017).

Zvýšené množství odnosu dusičnanů a fosforečnanů ze zemědělsky intenzivně využívaného povodí oproti povodí zatravněnému prokázal Schilling (2002). V případě přirozených trvalých travních porostů v povodí je koncentrace živin v tocích nižší než v povodích s trvalými travními porosty využívanými jako pastviny.

Pasoucí se hospodářská zvířata ovlivňují dusíkový režim v intenzivně obhospodařované zatravněné krajině, což je podle Van Der Meer a van Uum-van Lohyzen (1986) způsobováno zpřístupněním velkého množství dusíku z jejich exkrementů. Dalším zdrojem je mineralizace půdní organické hmoty, která je však ovlivněna půdními podmínkami, půdním porostem, klimatem a způsobem hospodaření (Cuttle a Scholefield, 1995).

Podle Sylvia et al. (1998) jsou změny kvality vody v období stabilních průtoků pozvolné. Pokud jsou ale průtoky vyšší, rychlost změn jakosti vody výrazně narůstá. Ve své práci popisuje závislost mezi odnosem živin z povodí a land use za normálního vodního stavu. Zmiňuje však, že při bouřkových událostech není jasné, jaký vliv má využití půdy na množství odnášených živin.

### **Dusík v povrchových vodách**

Dusík patří mezi hlavní biogenní prvky. Po uhlíku, kyslíku a vodíku je čtvrtou nejhojnější složkou živé hmoty. Je nezbytný pro funkci všech buněk v rostlině a společně s fosforem určuje jejich růst. Dusík tvoří nezbytnou součást bílkovin, včetně DNA a RNA, a dalších organických látek (Pitter, 2009). Podle Rychnovské et al. (1985) se dusík v ekosystémech

vyskytuje v plynné, tekuté i pevné fázi a lze ho rozdělit na organicky a anorganicky vázaný.

Cyklus dusíku lze podle Šimka a Coopera (2004) popsat několika základními procesy. Prostřednictvím mikrobiálních procesů je plynný dusík fixací redukován na amoniak, který je následně asimilován do biomasy (Novotný a Chesters, 1981). Po této fázi dochází buď k tzv. volatilizaci neboli uvolňování dusíku z biomasy do atmosféry. Anebo k nitrifikaci, kdy se biologickou oxidací přemění relativně nepohyblivá forma dusíku (amoniak, organické látky) na velmi pohyblivé dusičnany, které jsou konečným produktem mineralizace (Johannessen a Henrikson, 1978). Dusičnany jsou následně s amonným dusíkem přijímány rostlinami a zabudovávány do organické hmoty. Právě příjem nitrátů kořeny rostlin a jejich následná redukce a asimilace jsou hlavní přeměnou anorganického dusíku na organický (Zehnálek et al. 2006).

V závislosti na využívání dusičnanů rostlinami se jejich koncentrace v povrchových vodách během ročních období mění. V zimě a na podzim, tedy v mimovegetačním období, dosahují svého maxima, zatímco v létě a na jaře jsou spotřebovávány vegetací (Chapman, 2007; Langhammer, 2002). V oblastech s intenzivním zemědělským využitím jsou ale podle studie Poor a McDonnell (2007), provedené v Oregonu, odnosy dusičnanů nejvyšší na jaře.

Za oxických podmínek jsou dusičnany stabilní, za anoxických podmínek ale podléhají denitrifikaci. V tomto procesu probíhá redukce nitrátu na formu nitritovou a následně až na elementární dusík. Právě denitrifikací dochází k největším ztrátám dusíku z povodí (Šimek a Cooper, 2004).

Přirozený koloběh dusíku je však narušován antropogenní činností. Důsledkem intenzifikace zemědělské činnosti dochází ke zvyšování koncentrací dusičnanů v přírodních vodách (Monaghan et al., 2009). Podle Langhammer et al. (2003) stojí za jejich nárůstem v podzemních a povrchových vodách především používání průmyslových hnojiv na bázi dusičnanů. Nadměrné množství dusičnanů v povrchových vodách pak společně s fosforečnany způsobují eutrofizaci. Ta může mít podle Graham (1995) za následek ničení životních podmínek prostředí jak pro vodní, tak pro suchozemské organismy.



Nárůst dusičnanů v povrchových vodách je dále zapříčiněn vypouštěním komunálních a průmyslových odpadních vod (Maki et al., 1984). K eutrofizaci toků přispívá i obohacování půdy a vody o sloučeniny dusíku z atmosférických srážek (Kolbek a Vítková, 1999). Drenáže, zornění půdy a jiné zemědělské úpravy rovněž přispívají k odnosu dusičnanů. Dochází ke změnám oxidačně-redukčních podmínek půdy, a tím k rychlejší mineralizaci organického dusíku a nižší denitrifikaci (Kvítek, 2008).

Jako legislativní norma pro zemědělské hospodaření byla v roce 2001 přijata nitrátová směrnice (Směrnice Rady 91/676/EHS o ochraně vod před znečištěním způsobeném dusičnany ze zemědělských zdrojů), která je zakotvena v českém právu v rámci vodního zákona (č. 254/2001 Sb). Jejími hlavními nástroji v podmínkách České republiky jsou revidovaná vymezení zranitelných oblastí a 4. akční program na období 2016–2020 (Klír et al., 2016). Cílem nitrátové směrnice je snížit a předcházet znečištění vod dusičnany ze zemědělství ve všech členských státech EU. Zaměřuje se také na podporu udržitelného užívání vod a přispívá ke zmírnění následků období sucha a záplav. Pro celoevropské srovnání účinnosti opatření je třeba vytvořit jednotný monitorovací rámec. Podle Kronvang et al. (2009) jsou pro tuto úlohu vhodné právě hydrologické a hydrochemické modely.

## **2.2. Modelování znečištění povrchových vod**

Matematický model je abstraktní model, který využívá matematického zápisu k popisu chování systému. Poskytuje srozumitelný popis relevantních faktorů dané situace a umožňuje odhalit vztahy mezi prvky studovaného systému. Matematický model popisuje systém s pomocí množiny vstupních a výstupních proměnných, parametrů a množiny matematických struktur, které určují stavy systémů, vazby a vztahy mezi proměnnými a parametry (Hřebíček a Škrdla, 2006)

V environmentálních vědách mají hydrologické a hydrochemické matematické modely širokou škálu použití. Ze simulací těchto modelů je možné posoudit vliv různých procesů na jakost povrchových vod. A to například posouzením různých strategií hospodaření s vodou nebo navržením rozdílných scénářů se změnami land use (Kovář, 2000). Podle Green a Cruise (1995) slouží tyto modely již mnoho let jako nástroj pro plánování hospodaření s vodními zdroji. A jak popisuje Jarkovský et al. (2005), jejich využití je velmi přínosné především v oblastech, kde z nějakého důvodu nelze provádět kontinuální monitoring. Singh (1989) považuje hydrologické modelování za velmi důležitý nástroj pro poznání procesů a následného zlepšení managementu v povodí. Zároveň však dodává, že

ne všechny modely jakost vody zohledňují, a nejsou tak pro plánování hospodaření v povodí vhodné.

První hydrochemické modely, které zahrnovaly vliv plošných zdrojů, vznikaly v 70. letech 20. století po tom, co vstoupil v platnost zákon Clean Water Act v USA zabývající se znečištěním vodních zdrojů (Arnold a Allen, 1993). V současnosti lze podle konkrétních potřeb a podmínek vybírat z velkého množství hydrologických modelů (Borah a Bera, 2003).

Podle rozdělení proměnných dělíme modely dle Wheatera (2005) do dvou skupin:

1. Modely deterministické, které jsou popsány vztahy závisle proměnných výstupních veličin a nezávisle proměnných vstupních veličin. Tyto vztahy jsou vyjádřeny deterministicky, tedy striktně příčinně a pravděpodobnostní chování veličin není zohledněno.
2. Modely stochastické, kde mezi příčinou a důsledkem primárně neexistuje žádná vazba, a proto vycházejí z pravděpodobnostního chování hodnocených proměnných.

Modely obvykle kombinují oba tyto přístupy, a proto je rozdělení založeno na principu dominance (Daňhelka et al., 2003).

Dle Dostála (1998) členíme modely na základě velikosti řešeného území do tří kategorií:

1. Globální modely, které se používají pro povodí s rozlohou plochy povodí větší než 1000 km<sup>2</sup>.
2. Regionální modely, které se používají pro povodí s rozlohou v řádu desítek až stovek km<sup>2</sup>.
3. Lokální modely, které se používají pro povodí s rozlohou několika km<sup>2</sup> nebo pouze jednotlivé části povodí.

Jak uvádí Jeníček (2009), modely můžeme také rozdělit do tří skupin dle prostorového členění:

1. Modely celistvé neboli lumped modely, kde jsou charakteristiky povodí vztahovány k celému či dílčímu povodí. Tyto charakteristiky jsou obvykle měřeny bodově

(průtoky v závěrovém profilu, srážky na stanici) a poté jsou z nich geostatickými metodami vypočteny parametry plošné.

2. Modely distribuované, kde je celé povodí rozděleno na elementární odtokové plochy pomocí pravidelné sítě neboli gridu s prvky trojúhelníkového nebo čtvercového tvaru. Jednotlivé plochy mají své vlastnosti a nepřesahují velikost 1 km. Vzhledem k náročnosti na vlastnosti techniky je využití těchto modelů vhodnější pro menší povodí.
3. Modely semi-distribuované, kde je povodí také rozděleno pomocí gridu na jednotlivé odtokové plochy, ale na rozdíl od modelů distribuovaných mají homogenní prostorové parametry. Povodí je tedy rozděleno na menší, avšak nepravidelné části např. podle druhu půd, reliéfu, vegetace a land use.

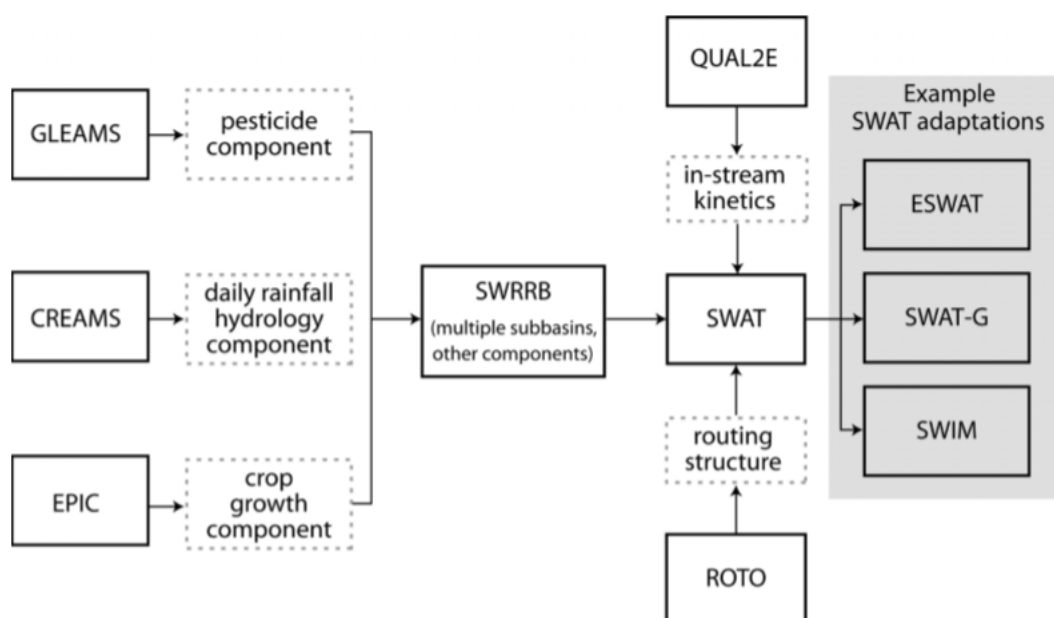
V závislosti na délce období simulace lze podle Daňhelky et al. (2003) rozdělit modely dvou kategorií na:

1. Modely epizodní, které slouží k vyjádření odnosu nebo odtoku pouze za jednu srážko-odtokovou událost (povodně, hydrologické sucho). Vzhledem ke krátkému časovému úseku, jsou v modelu zanedbány některé hydrochemické a hydrologické procesy, a model je tak méně náročný na vstupní data. Jeho použití je vhodné především pro simulaci přívalových srážek postihující malá povodí.
2. Kontinuální modely, které se používají pro simulaci delších i víceletých událostí. Jsou vhodné pro velká povodí a jejich výhoda spočívá v lepším podchycení vstupních podmínek lokality.

Použití správného modelu je pro úspěšný výzkum zásadní. Při výběru modelu je dle Jeníčka (2009) důležité vzít v potaz jak velikost řešeného povodí, aplikovatelnost v daných fyzicko-geografických podmínkách a dostupnost potřebného množství dat, tak i samotnou dostupnost modelu a možnost jeho vazby na jiné programy zabývající se zpracováním dat a grafickými výstupy. Na základě těchto kritérií byl pro diplomovou práci zvolen model SWAT. Vhodnost tohoto modelu pro simulaci v daném zájmovém území byla navíc v předchozích letech ověřena v práci Komárkové (2013) a Šereše (2014).

### 2.2.1. Charakteristika modelu SWAT

Model Soil and Water Assessment Tool byl vytvořen v 90. letech na základě dlouholeté modelářské činnosti vědců z USDA-ARS (Neitsch et al., 2009). Model SWAT je nástupcem modelu SWRRB (Simulation for Water Resources in Rural Basins), který byl vytvořen ze starších modelů CREAMS (Chemicals, Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems), GLEAMS (Groundwater Loading Effects on Agricultural Management Systems) a EPIC (Environmental Impact Policy Climate). Propojením modelu SWRRB s modelem ROTO (Routing Outputs to Outlet), zabývajícím se vlivem hospodaření na vodní toky, vznikla první verze modelu SWAT (Gassman et al., 2007). Dalším významným krokem bylo propojení tohoto modelu s modelem QUAL2E (The Enhanced Stream Water Quality Model), což zajistilo zahrnutí kinetiky v korytě vodního toku do modelu (Arnold et al., 2012). Změny, které provázely intenzivní vývoj modelu, byly zahrnuty v jednotlivých verzích SWAT 94.2, 96.2, 98.1, 99.2, 2000, 2005, 2009 a 2012 a v modelových modifikacích, z nichž k nejvýznamnějším patří ESWAT, SWAT-G, SWIM a SWATMODE (Gassman et al., 2007). Historický vývoj modelu SWAT je znázorněn na Obr. 1.



**Obr. 1:** Schéma historického vývoje modelu SWAT, včetně následných modifikací (Gassman et al., 2007).

SWAT je kontinuální, semi-distribuovaný hydrologický model, který reflektuje fyzikální zákony ve zjednodušené, koncepční formě. V rámci modelování odnosu nutričních látek jsou v něm rovněž zahrnuty empiricky odvozené vztahy (Jeníček et al., 2011). Pro simulaci transportu sedimentů je v modelu používána rovnice MUSLE (Modified Universal Soil Loss Equation), kdežto výpočet hydrologických charakteristik je prováděn především pomocí CN křivek. Další výpočetní metody v modelu pak zajišťují vliv nádrží a zavlažování (Arnold et al., 2007). Model je vhodný i pro rozsáhlá území, přičemž může provádět simulace dlouhé časové řady, které zahrnují změny ve využití krajiny. Mezi jeho hlavní komponenty patří hydrologie, teplota půdy, počasí, živiny, růst vegetace, pesticidy a zemědělské hospodaření (Arnold et al., 1998). Model SWAT si klade za cíl predikovat dopady různého využití krajiny na kvalitu povrchových vod a množství sedimentů v povodí (Arnold et al., 2012). Výhodou tohoto modelu je také jeho rozšíření nesoucí název ArcSWAT, které je kompatibilní s nástrojem pro zpracování grafických dat ArcGIS. Důležitou extenzitou modelu SWAT představuje také vizualizační nástroj VizSWAT či nástroj SWAT-CUP sloužící pro automatickou kalibraci modelu. Nedostatkem modelu je jeho velká náročnost na vstupní data, včetně problémů s jejich dostupností a kompatibilitou (Schoumans a Silgram, 2003).

### **2.2.2. Aplikace modelu SWAT**

Model SWAT, který našel uplatnění v široké škále environmentálních problémů, je jedním z nejpoužívanějších hydrologických modelů na světě (Gassman et al., 2014). Jeho aplikace byla mnohokrát podmíněna potřebou vládních agentur, především USA a Evropské unie, posoudit vlivy klimatických a antropogenních změn na vodní zdroje (Gassman et al., 2007). Pro posuzování jakosti vodních toků a vyhodnocování vlivů nebodových zdrojů znečištění na kvalitu vod se podle Arnold et al. (1998) ukázal model SWAT jako efektivní v přírodních podmínkách celého světa.

V USA je významné uplatnění modelu SWAT v rámci implementace programů TDML (Total Daily Maximum Load), které navrhuje vhodná opatření pro ochranu povrchových vod před znečištěním z bodových a nebodových zdrojů. Jak popisuje Van Liew et al. (2007) uplatňuje se také v rámci hodnocení environmentálních benefitů ochrannářských aktivit v zemědělsky využívaných povodích, řešených v programu CEAP (Conservation Effects Assessment Project). Tento program spadá pod USDA, jež má s modelem SWAT více než třicetileté zkušenosti. Aplikace modelu SWAT byla také kladně hodnocena

v práci Di Luzio et al. (2002) zabývající se modelováním dusíku a fosforu v povodí Boque River v Texasu.

Hodnocení vlivu bodových a nebodových zdrojů na jakost vody můžeme najít ve studiích od Lam et al. (2010), kteří se zabývali modelováním dusičnanů na řece Kielstau v Německu, dále od Santhi et al. (2001), kteří pomocí modelu SWAT simulovaly koncentrace živin v Texaské řece Bosquea a v neposlední řadě WU a Chen (2013), jenž se zabývali odnosem nutrientů na řece Dongjiang v Číně.

Řada autorů se při modelování simulací ukazujících znečištění povrchových vod zaměřila na vliv využívání pozemků. Akhavan et al. (2010) potvrdili závislost vyplavování dusičnanů na land use v zemědělsky intenzivně využívaném povodí řeky Hamadan-Bahar v Íránu, přičemž zjistili, že z bramborářské výrobní oblasti byl oproti jiným osevním plánům odnos dusičnanů nejvyšší. V další studii, jež řešili Jha et al. (2010), byly navrženy čtyři různé scénáře využití půdy v povodí řeky Payette v Idahu. Vědci zde došli k závěru, že koncentrace dusičnanů v toku jsou na změny land use citlivé a v případě obnovení podmínek využití půdy z roku 1990 by mohlo dojít k jejich snížení o 7 % až 47 %. Stejně tak by došlo ke snížení koncentrace dusičnanů o 47 % při zatravnění obhospodařovaných pozemků. Podobný výsledek v souvislosti s přeměnou polí na trvalé travní porosty dokládají také Saleh et al. (2000). Ve své práci uvedli, že koncentrace celkového dusíku v povodí by po zatravnění kukuřičných polí klesla o 33 %. V rámci dalšího výzkumu, zabývajícího se modelováním, byl propojen model SWAT s modelem CLUE-S za účelem optimalizace land use v horním povodí nádrže Miyun v Pekingu. Ve studii byla prokázána závislost využití půdy na koncentraci celkového dusíku, která stoupala společně s odlesňováním (Zhang et al., 2013). Další uplatnění našel model SWAT při analýze vlivu zemědělského managementu na jakost vody v řece Limpopo v Africe (Querner a Zanen, 2013).

V rámci Evropy byl posuzován vliv land use, managementu a klimatu ve studii zabývající se kvalitou vody v řece Oudon ve Francii. Autoři zde kladně hodnotí využití BMP (Best management practices), ve kterém je zahrnuto snížení aplikovaných hnojiv, vysazování meziplodin a přeměna orné půdy na pastviny. Všechna tato opatření vedla ke snížení simulovaných koncentrací dusičnanů (Laurent a Ruelland, 2011).

Dále byl model SWAT společně s modelem QUESTOR (Quality Evaluation and Simulation Tool for River Systems) použit pro zkoumání možných dopadů změny klimatu

na znečištění povrchových vod v evropských řekách, a to v rámci projektu CHES (Climate, Hydrochemistry and Economics of Surface-water Systems). V této studii bylo aplikováno šest klimatických scénářů zahrnujících roky 2020–2080. Tyto scénáře byly aplikovány na každém z pěti vybraných evropských povodích nacházejících se ve Finsku, Belgii, Itálii, Řecku a Spojeném království. Studie poukazuje na významný vliv hydrologických procesů na vyplavování živin a sedimentů, oproti procesům hydrochemickým. V závislosti na daných klimatických scénářích výsledky studie popisují například výrazné sezónní změny v odnosu živin a sedimentů, přestože celkové roční změny byly minimální, nebo snížení již velmi nízkých letních průtoků v řece Pinosech (Boorman, 2003).

V návaznosti na projekt CHES vznikl projekt EUROHARP, jehož cílem bylo usnadnit implementaci Rámcové směrnice EU o vodě. Tento celoevropský projekt hodnotil 9 hydrologických modelů na základě jejich schopnosti simulovat pohyb živin v povodí. Model SWAT byl pro použití v podmínkách Evropy kladně hodnocen a stal se jedním ze tří nejvhodnějších modelů pro hodnocení vlivů land use na koncentraci živin v povrchových vodách (Schoumans a Silgram, 2003).

Do projektu EUROHARP byla zařazena i řeka Želivka, která je zdrojem největší vodárenské nádrže ČR. Studie prokázala dobrou shodu mezi měřenými a simulovanými daty a byla zde znázorněna závislost vyplavovaných živin na různých typech hospodaření. Výrazná redukce koncentrace dusíku v povrchovém toku nastala při aplikaci scénáře zahrnujícího zalesnění 20 % zemědělských ploch při současném snížení hnojení minerálními hnojivy o 20 %. Autoři však poukazují i na nedostatek modelu, který spočívá v nepřesném vyhodnocování kolísání podzemní vody. To je pravděpodobně zapříčiněno nedostatkem dat půdních charakteristik v hlubších vrstvách půdy. Simulace také ukazují klesající trend v odnosu nutrientů, který je výsledkem jejich nižších vstupů. Podle autorů by bylo možné dosáhnout přesnějších výsledků, kdyby byly k dispozici detailnější informace ohledně střídání plodin a aplikace hnojiv v území, a mohla by tak být provedena vhodnější specifická parametrizace (EUROHARP, 2009; Vagstad et al., 2009).

V České republice byl model SWAT porovnáván s modelem AnnAGNPS v práci Kadlece (2007), která se zabývala modelováním erozních procesů v povodí Blšanky. Oba modely se ukázaly jako méně vhodné pro hodnocení podrobného časového průběhu odtoku plavenin. V případě celkového odnosu plavenin za delší časové období se však simulace

řádově shodovaly s měřením. V případě simulace průtoků byl model SWAT celkově lépe hodnocen než model AnnAGNPS. Přesto bylo jeho hodnocení negativně ovlivněno v zimním období, kdy docházelo k několikanásobnému nadhodnocování průtoků. Další nedostatek modelu se ukázal v období vysokých srážek, které následovaly po předcházejícím období sucha. V tomto případě byl simulován několikanásobně vyšší odtok a kalnost.

Model SWAT byl také využit v práci Šereše (2014) pro modelování koncentrací dusičnanů v devíti tocích nacházejících se v území CHKO Křivoklátsko. Další uplatnění model našel při hodnocení vlivu krajinné struktury na vybrané ukazatele jakosti vody v povodí Kopaninského potoka. Simulace koncentrací dusičnanových aniontů byly porovnávány v rámci šesti různých scénářů uspořádání krajinné struktury. Dva scénáře uvažují celkové zatravnění a zalesnění orných půd v infiltračních lokalitách. A další čtyři scénáře zahrnují zatravnění a zalesnění orné půdy z 50 % a ze 100 %. Výsledky z modelu dokazují nejúčinnější snížení koncentrací dusičnanů při uvažování celkového zalesnění všech zemědělských ploch (Moravcová, 2011).

### **2.2.3. Využití programu SWAT-CUP v modelování**

Počítačový program SWAT-CUP (SWAT Calibration and Uncertainty Procedures) od firmy Neprash Technology vznikl za účelem automatické kalibrace modelů SWAT, protože program ArcSWAT 2012 umožňuje pouze kalibraci manuální. S využitím nástrojů *SUF12*, *GLUE*, *PSO*, *MCMC* a *ParaSol* umožňuje program SWAT-CUP provádět citlivostní analýzu modelu a jeho následnou kalibraci a validaci včetně hodnocení nejistot modelu SWAT. Program umožňuje statistické vyhodnocení s grafickou vizualizací výstupů a odhadem přesnosti modelu vyjádřeným 95 % nejistotou modelu neboli 95 PPU.

Projekt SWAT-CUP je vytvářen výstupními databázovými soubory z modelu, které byly zhotoveny v prostředí ArcSWAT. Tento integrovaný model ve SWAT-CUP je na základě citlivostní analýzy a hodnocení nejistot parametrů opakovaně spouštěn po každé provedené změně parametru, přičemž extrahuje výsledky simulace, které jsou statisticky zhodnoceny pomocí metody LHS (Latin Hypercube Sampling). Podle těchto výstupů je parametr upraven a simulace je opakovaně spuštěna. Opakování obvykle zahrnuje alespoň 300-500 samostatných simulací a pro dosažení nejlepších výsledků je třeba tuto kalibrační proceduru provádět pět až desetkrát (Abbaspour, 2013).



#### **2.2.4. Využití programu ArcGIS v modelování**

Geografické informační systémy (GIS) lze definovat jako organizované souhrny geografických dat, programového vybavení, počítačové techniky a zaměstnanců, které si kladou za cíl efektivně získávat, ukládat, aktualizovat, analyzovat, přenášet a prezentovat geografické informace (Maguire et al., 2005).

Mezi nejrozšířenější geoinformační systémy patří program ArcGIS vyvinutý americkou společností ESRI. Důležitou součástí softwaru ArcGIS je aplikace ArcMap, která zprostředkovává všechny mapové úlohy včetně prostorových analýz, kartografie a editace dat. Aplikace ArcMap plní důležitou funkci při práci s hydrologickými modely, protože modelu SWAT zprostředkovává grafické prostředí a umožňuje řadu procesů od zpracování vstupních dat až po vizualizaci výstupů modelování. Tyto funkce jsou v programu ArcMap zprostředkovávány pomocí několika extenzí programu ArcSWAT 2012:

1. SWAT Project Manager, který zajišťuje komunikaci s uživatelem a získané informace o povodí ukládá do vhodného formátu pro SWAT.
2. SWAT Watershed delineator s jehož pomocí je nastaven digitální model terénu s následným vymezením povodí včetně jeho subpovodí a ústí toku. Dále zajišťuje definici bodových zdrojů znečištění, kontrolních profilů a nádrží.
3. SWAT HRU delineator, který rozděluje povodí do jednotlivých HRUs na základě půd, svažitosti a land use (Winchell et al., 2013).

### 3. MATERIÁLY A METODIKA

#### 3.1. Charakteristika zájmového území

Chráněná krajinná oblast Křivoklátsko byla vyhlášena v roce 1978 pro své nesporné krajinné a přírodní kvality (Koreček a Mutinský, 2009). Chráněné území, rozkládající se na jihozápadním okraji Středočeského kraje s rozlohou 628 km<sup>2</sup>, disponuje velkou členitostí terénu Křivoklátské vrchoviny, která zajišťuje různorodé orientace stanovišť ke světovým stranám. Mezi další významné prvky patří údolní fenomén řeky Berounky, pestrá geologická stavba, klimatické podmínky a historický vývoj osidlování (Ziegler, 2009; Ložek et al., 2005).

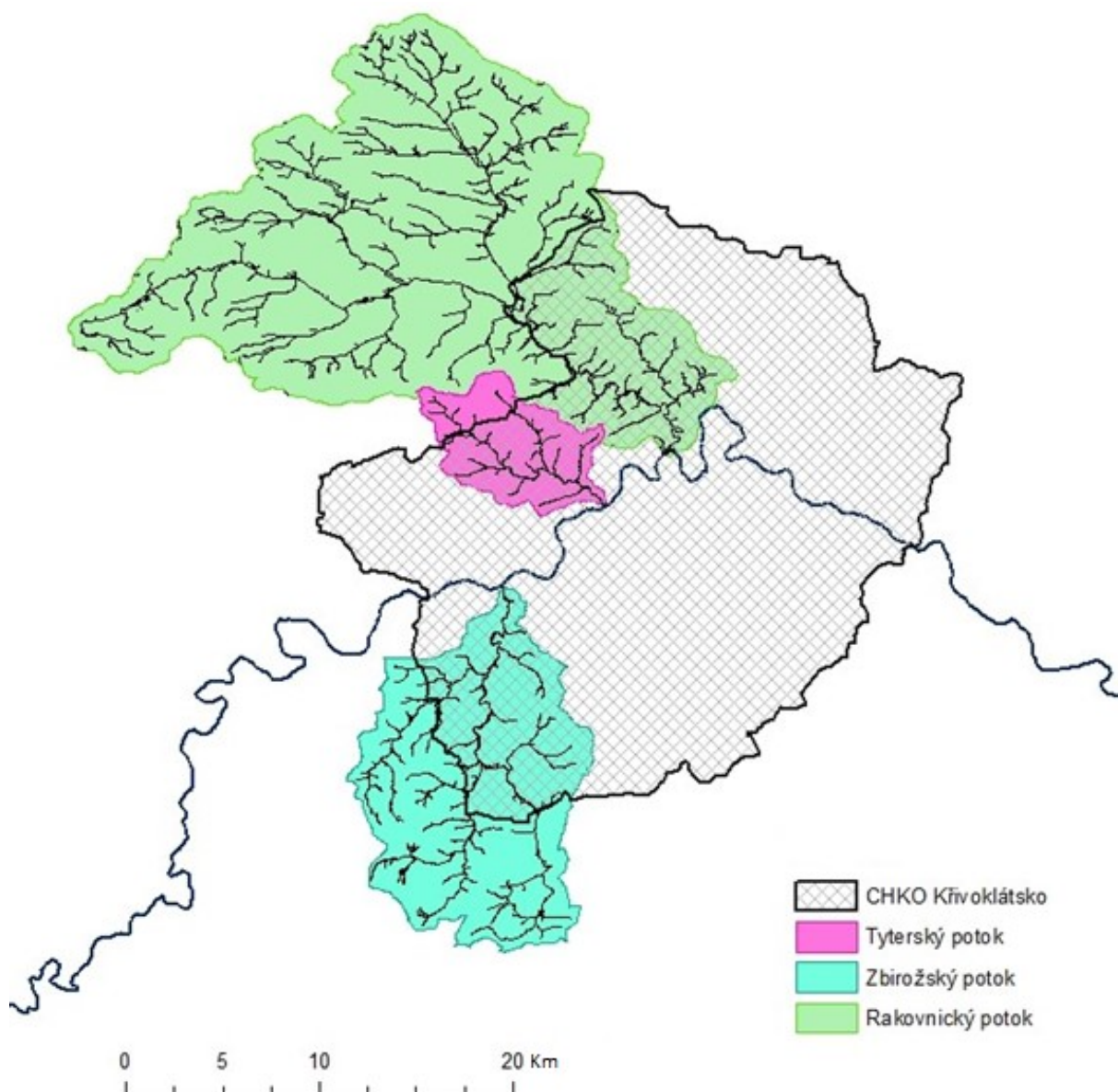
CHKO Křivoklátsko bylo už v roce 1977 zahrnuto mezi biosferické rezervace UNESCO a později bylo za účelem ochrany především lesních druhů ptáků vyhlášeno ptačí oblastí v rámci soustavy Natura 2000. Na ploše chráněného území je vyhlášeno celkem 27 maloplošných zvláště chráněných území, z toho 16 přírodních rezervací, 7 přírodních památek a 4 národní přírodní rezervace, což dohromady představuje 2 % z celkové plochy (AOPK ČR, 2017).

Velká část území je řazena do geomorfologického celku Křivoklátské vrchoviny, který je součástí Brdské vrchoviny v Poberounské soustavě. Půdní kryt vzniklý na horninách Křivoklátska je tvořen převážně na živiny chudšími hnědými půdami v různém stupni vývoje (Ložek et al., 2005).

Podle Quitt (1971) je území mírně teplou oblastí náležící do okrsku MT11 s průměrnou roční teplotou pohybující se mezi 7 a 8 °C. A jak dodává Boháč (2003), srážky v tomto mírně suchém prostředí nepřesahují ani v nejvyšších částech více než 600 mm a v průměru tak dosahují přibližně 500–550 mm. Jednu z příčin vysoké druhové rozmanitosti tvoří typický jev oblasti, kterým je teplotní inverze vznikající v hlubokém kaňonovitém údolí řeky Berounky (Boháč, 2003).

Chráněná oblast se vyznačuje vysokou lesnatostí s poměrně velkým zastoupením porostů s přirozenou druhovou skladbou dřevin, a společně s Brdy tak tvoří nejrozsáhlejší souvislý komplex lesů v rámci vnitrozemských vrchovin a pahorkatin (Ložek, 2011). Rozsáhlé lesy v širokém okolí hradu Křivoklát hrály ve středověku úlohu královského loveckého revíru, a byly tak záměrně zachovávané (Koreček a Mutinský, 2009).

V CHKO Křivoklátsko byly posuzovány vlivy krajinné struktury na kvalitu povrchových vod pomocí modelů vytvořených pro tři strukturně odlišná povodí (Obr.2).



**Obr. 2:** Mapa zájmového území.

1. Povodí Tyterského potoka, které se rozléhá na ploše 4,3 km<sup>2</sup> je tvořeno převážně ornou půdou, která pokrývá 58,6 % území. Lesy pak pokrývají necelých 32 % a zástavba povodí odpovídá 2,7 % plochy povodí. Tyterský potok dlouhý 13,8 km pramení ve výšce 495 m n. m. v okolí Hvozdu a ústí do Berounky v okolí Nezabudic v nadmořské výšce 241 m (Vlček et al., 1984).
2. Povodí Rakovnického potoka, které se rozléhá na ploše 368,2 km<sup>2</sup> je také tvořeno z velké části ornou půdou, jež zaujímá 58,97 % plochy povodí. Lesy pokrývají

přibližně 31 % území a zástavba představuje 2 % území, a to včetně města Rakovník s 16 500 obyvateli. Rakovnický potok dlouhý 48,4 km pramení v nadmořské výšce 569 m n. m. v okolí obce Drahuš a ústí do řeky Berounky mezi Křivoklátem a Velkou Bukovou ve výšce 253 m n. m. (Vlček et al., 1984).

3. Povodí Zbirožského potoka, které se rozléhá na ploše 155,5 km<sup>2</sup> má z vybraných povodí největší zastoupení lesů, které pokrývají přes polovinu celkové plochy povodí. Orná půda je zde zastoupena z 38,2 %. Zbirožský potok dlouhý 29 km pramení ve výšce 514 m n. m. severozápadně od Mýta a ústí do Berounky v okolí obce Čilá v nadmořské výšce 249 m (Vlček et al., 1984).

### 3.2. Komponenty modelu

- **Topografie**

Digitální model terénu (DMT) představuje základ veškerých operací v modelu SWAT. Na základě výškopisné čtvercové sítě 10x10 vymezuje rozvodnice a dílčí povodí. DMT zájmové oblasti je tvořen komplexním digitálním geografickým modelem území ZABAGED, který je spravován Českým úřadem zeměměřičským a katastrálním. Přesnost DMT je důležitá, protože jak popisuje DiLuzio at al. (2005), právě na něm závisí výsledná shoda simulovaných a měřených dat.

Nastavení DMT a vymezení povodí probíhá s využitím nástroje *Watershed Delineator* v následujících krocích:

1. Vymezení povodí

V tomto kroku je nejprve načten digitální model terénu ve formátu grid, ve kterém jsou následně vymezeny hranice povodí pomocí již připraveného shape file území s „bufferem“ 500m. Následně probíhá vymezení hlavního a dílčích povodí včetně výpočtu jejich parametrů. Po specifikaci parametrů je vytvořen topografický report, který obsahuje informace o povodí, rozvodnic a závěrovém profilu.

2. Specifikace říční sítě

Následně je pro přesné určení říční sítě do modelu načtena vrstva z DIBAVODu a je spuštěn výpočet, který určí směr proudění a akumulaci. Poté, co je říční síť definována, je

třeba zvolit prahovou hodnotu minimální velikosti subpovodí na 5 až 10 % celkové plochy povodí.

### 3. Výběr vodních nádrží a definice vstupních a výstupních údajů

V posledním kroku jsou automaticky načteny kontrolní profily (*Subbasin outlets*) a bodové zdroje znečištění z mapové vrstvy obsahující obce. Na základě mapového podkladu z DIBAVODu jsou manuálně definovány vodní rezervoáry větší než 2 ha.

- **Land use**

Důležitým parametrem charakterizujícím danou oblast je land use. Definice využití půdy byla provedena na základě mapového podkladu CORINE, který byl do modelu importován pomocí nástroje *Land Use definition*. V této databázi je využití půdy rozděleno do 5 základních dále dělených kategorií: urbanizovaná území, zemědělské plochy, lesy a polopřírodní oblasti, mokřadní území a vodní plochy (Bossard et al., 2000). Model SWAT ale využívá jiné kategorie dělení, proto byly údaje následně překlasifikovány. Zastoupení jednotlivých kategorií land use v daném území je znázorněno v Tab. 3, 4 a 5.

- **Pedologie**

Pro stanovení půdního pokryvu v zájmovém území byly použity informace z pěti půdních sond ve formátu vyžadovaném modelem SWAT. Tyto podklady vznikly díky programu *Soil Water Characteristic*, pomocí kterého byla do daného formátu převedena z databáze VÚMOP (Šereš, 2014).

- **HRU**

Na základě půd, land use a svažitosti, která byla vypočítána z mapy DMT, je pomocí nástroje *HRU Definition* povodí rozděleno na tzv. hydrological response units (HRU). Toto rozdělení představuje nejmenší prostorové jednotky, pomocí kterých jsou vypočítávány samotné hydrologické, chemické a transportní procesy (Ferrant et al., 2011; Kalcic et al., 2015). Samotné definování HRU se řídí hraničními hodnotami, které byly nastaveny pomocí nástroje *HRU thresholds*. Tyto hodnoty určují minimální dovolený pokryv daného kritéria v území jednotky. V tomto případě byl stanoven limit u půd a svažitosti 10 % a u land use 5 %. Pokud pokryvnost daného kritéria minimální limit nesplňuje, je v dané HRU zanedbána. Obecně tedy platí, že čím větší je počet HRU, tím je povodí více heterogenní. Počet HRU v zájmových povodí je uveden v Tab. 3, 4 a 5.

- **Meteorologie**

Dalším důležitým vstupem do modelu SWAT jsou meteorologické charakteristiky povodí. Tyto informace jsou nezbytné pro výpočet hydrologické bilance modelu, a výrazně tak ovlivňují koncentrace iontů v povodí. Pro tuto práci byla použita meteorologická data dostupná od roku 2010 do poloviny roku 2014 v meteorologické databázi [globalweather.tamu.edu](http://globalweather.tamu.edu). Proměnnými, popisujícími stav počasí v modelovaných povodích, jsou průměrné denní úhrny srážek, minimální a maximální teploty vzduchu, rychlost větru, solární radiace a relativní vlhkost vzduchu.

- **Hydrologie**

Hydrologický cyklus je v modelu SWAT vypočítáván na základě obecné rovnice hydrologické bilance

$$SW_t = SW_0 + \sum_{i=1}^t (R_{day} - Q_{surf} - E_a - w_{seep} - Q_{gw})$$

, kde  $SW_t$  je výsledný obsah vody v půdě [mm],  $SW_0$  značí počáteční obsah vody v půdě [mm],  $T$  je čas [dny],  $R_{day}$  je úhrn srážek [mm/den],  $Q_{surf}$  je množství povrchového odtoku [mm/den],  $E_a$  je míra evapotranspirace [mm/den],  $w_{seep}$  je množství vody vstupující do nenasycované zóny z půdního profilu,  $Q_{gw}$  je objem zpětného toku [mm/den] (Neitsch et al., 2005).

Měřené hodnoty průtoků potřebné ke kalibraci a validaci modelu pro roky 2000-2010 byly poskytnuty PVL a ČHMÚ. Dostupná měření jsou pouze z Rakovnického potoka, proto byla pro potok Tyterský a Zbirožský odvozena přímou úměrou dle velikosti plochy jednotlivých povodí.

- **Plošné zdroje znečištění**

Pro modelování dusičnanových aniontů je velmi důležité nastavení plošných a bodových zdrojů znečištění v povodí. Podle Howarth et al. (2002) pochází významné množství exportovaného dusíku do povodí z nebodových zdrojů znečištění, a to převážně kvůli nesprávné aplikaci minerálních hnojiv. Zvýšené množství koncentrací dusičnanů také podporuje skutečnost, že vegetace na orné půdě odebírající dusík není přítomna po celý rok, a dochází tak k jeho vyplavování (Kvítek a Doležal, 2003).

V rámci definování plošných zdrojů znečištění byly pro oblasti náležící do kategorie orná půda (AGRL) stanoveny výrobní oblasti podle Statistických ročenek půdního fondu ČÚZK. Následně byl pro každou výrobní oblast sestaven osevní postup převzatý z doporučených osevních postupů stanovených VÚMOP (Tab. 1). Mimo oblast povodí ležící v CHKO, kde byl zvolen ochranný osevní postup, převládala v povodí Zbirožského potoka výrobní oblast bramborářská, zatím co v povodí Tyterského potoka a Rakovnického potoka zaujímal největší plochu výrobní oblast řepářská.

Pro jednotlivé plodiny zahrnuté v osevních postupech bylo na základě Metodického návodu pro hnojení plodin ÚKZÚZ a Nitrátové směrnice stanoveno množství aplikovaného organického a minerálního hnojiva.

**Tab. 1:** Osevní postupy v jednotlivých oblastech včetně dávek aplikovaných hnojiv

	OSEV	PLODINA	HNOJENÍ	
			Organické kg N.ha <sup>-1</sup> .rok <sup>-1</sup>	Minerální kg N.ha <sup>-1</sup> .rok <sup>-1</sup>
PÁSMO CHKO	1	jetel luční	26	14
	2	řepka ozimá	195	35
	3	žito ozimé	91	29
	4	ječmen setý	78	32
	5	oves setý	65	55
ŘEPAŘSKÁ VÝROBNÍ OBLAST	1	pšenice ozimá	13	177
	2	hrách setý	13	17
	3	řepka ozimá	195	35
	4	žito ozimé	91	29
BRAMBORÁŘSKÁ VÝROBNÍ OBLAST	1	brambory konzumní	130	50
	2	pšenice ozimá	13	177
	3	řepka ozimá	195	35
	4	žito ozimé	91	29
	5	pšenice jarní	65	55

Ke znečištění povrchových vod přispívá také chov hospodářských zvířat. Stavy dobytka se v CHKO Křivoklátsko od roku 1989 postupně snižovaly až na 1/5, v posledním desetiletí však opět pomalu narůstají (AOPK ČR, 2017). Na znečištění povrchových vod dusíkem mají velký vliv, což dokládá skutečnost, že produkce dusíku od jednoho kusu dobytka

může dosáhnout až 30 populačním ekvivalentům znečištění (PEZ). 1 PEZ odpovídá znečištění povrchových vod 3,7 kg celkového dusíku za rok (Shang et al., 2012).

V pozemcích zahrnutých do kategorie pastviny (PAST) byla nastavena extenzivní kontinuální pastva, přičemž doba trvání pastevní sezóny byla uvažována od dubna do září se zatížením 1 DJ.ha<sup>-1</sup>. Produkce celkového dusíku na 1 DJ je podle Laurent a Ruelland (2011) odhadnuta na 55 kg N/rok.

Dalším zdrojem znečištění zaneseným do modelu SWAT byla atmosférická depozice. Celková depozice dusíku byla v roce 2013 rovna hodnotě 69 693 t N. rok<sup>-1</sup> na plochu ČR (ČHMÚ, 2014). V modelu byly stanoveny hodnoty měřené v nejbližší stanici Praha 4-Libuš. Průměrné roční koncentrace NO<sub>3</sub><sup>-</sup> ve srážkách byly nastaveny podle ČHMÚ (2013) na 2,112 mg/l a průměrné mokré roční koncentrace NH<sub>4</sub><sup>+</sup> na 0,812 ml/l. Průměrná hodnota suché depozice NO<sub>3</sub><sup>-</sup> v roce 2013 činila 0,269 g.m<sup>-2</sup>.rok<sup>-1</sup> (ČHMÚ, 2014).

- **Bodové zdroje znečištění**

Bodové zdroje znečištění byly lokalizovány pomocí mapy ArcČR 500 zahrnující sídelní oblasti. V zájmové oblasti je přes 50 obcí a několik měst s počtem obyvatel vyšším než 1000. Největším městem ležícím v zájmové oblasti je Rakovník s 16 500 obyvateli. Za účelem jejich definice byly sídelní oblasti s využitím nástroje *Edit Point Source Inputs* rozděleny do 9 kategorií podle počtu obyvatel: 100, 200, 500, 1000, 2000, 5000, 10000, 15000 a 20000 obyvatel. Na jednoho EO připadá 0,0007 kg/den organického dusíku, 0,0033 kg/den NO<sub>3</sub>, 0,0024 kg/den NH<sub>3</sub> a 0,00019 kg/den NO<sub>2</sub>. Tyto hodnoty byly převzaty z práce Šereše (2014), kde byly stanoveny na základě údajů z ČOV provozovaných ve Středočeském kraji.

### **3.3. Kalibrace a validace modelu**

Hlavní předpoklad pro dosažení co nevyšší shody mezi pozorovanými a simulovanými daty modelem SWAT tkví v tzv. parametrizaci (Arnold et al., 2012). Nastavení vstupních parametrů, které se v závislosti na různém land use, půdním krytu či klimatických podmínkách v jednotlivých povodí liší, bylo prováděno pomocí manuální a automatické kalibrace (Abbaspour, 2013).



Popis tak komplexního systému nese velké množství nejistot, které dle Abbaspour (2013) pochází ze:

1. Zjednodušování konceptuálních modelů.
2. Nezahrnutí některých procesů do modelu (větrná eroze, eroze způsobená sesuvem půdy).
3. Procesů, které jsou zahrnuty v modelu, ale nejsou známy jejich přesné účinky (zavlažování, management farmy ovlivňující kvalitu vodního toku).
4. Procesů, které nejsou známy modelářům, a nejsou tak zahrnuty v modelu (odpadní materiál a chemikálie, stavební činnosti velkého měřítka ovlivňující průtok a kvalitu vod).

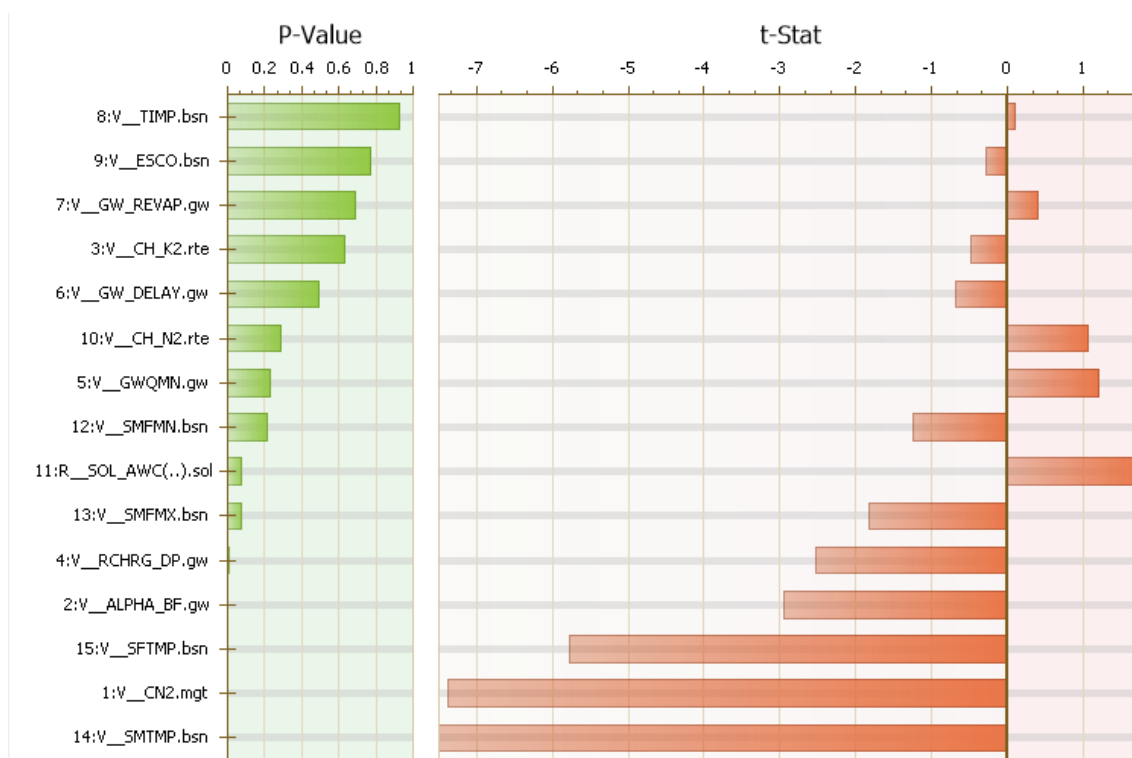
Vzhledem k množství nejistot není prakticky možné určit, který parametr ovlivňuje konkrétní část celé nejistoty. Díky citlivostní analýze však lze odhadnout parametry, které mají na výsledek simulace modelu zásadní vliv (vysokou citlivost), a které naopak důležité nejsou (Abbaspour, 2013).

Proto bylo v procesu kalibrace spuštění citlivostní analýzy prvním krokem. Do citlivostní analýzy byly zahrnuty níže uvedené parametry, které jak uvádí Šereš (2014) mají zásadní vliv na hydrologii a cyklus dusíku v povodí.

- ALPHA\_BF – parametr základního odtoku [dny]
- CDN – koeficient rychlosti denitrifikace
- CN2 – číslo odtokové křivky řídící výšku odtoku na základě velikosti srážek
- ESCO – kompenzační faktor půdní evaporace řídící hloubkovou distribuci vody v půdě na základě kapilarity
- GWQMIN – minimální hladina podzemní vody vracející se do povrchového odtoku [mm]
- GW\_DELAY – zpoždění podzemního odtoku [dny]
- GW\_REVAP – koeficient řídící množství vody pohybující se z podzemní vody do kořenové zóny

- CH\_N2 – N hodnota obsazenosti hlavního kanálu
- CH\_K2 – hydraulická konduktivita kanálu [mm/hod]
- NPERCO – perkolační koeficient dusíku
- N\_UPDIS – parametr distribuce využití dusíku řídící odběr dusíku z povodí
- RCHRG\_DP – frakce perkolační fáze řídící množství vody pohybující se z kořenové zóny do podzemní vody
- RCN – koncentrace dusíku v dešti [mg N/l]
- SDNCO – hraniční hodnota denitrifikace
- SFTMP – teplota sněhových srážek [°C]
- SMFMN – faktor tání sněhu pro 21. prosinec [mm H<sub>2</sub>O/°C den]
- SMFMX – faktor tání sněhu pro 21. červen [mm H<sub>2</sub>O/°C den]
- SMTMP – základní teplota tání sněhu [°C]
- SOL\_AWC – kapacita dostupné půdní vody pro rostliny [mm/mm]
- SOL\_NO3 – počáteční obsah NO<sub>3</sub> v půdě [mg/kg]
- SOL\_ORGN – počáteční obsah organického N v půdě [mg/kg]
- TIMP – izolační faktor sněhové pokrývky (SWAT, 2012).

Citlivostní analýza probíhala v programu SWAT-CUP a pro její výpočet bylo potřeba vyšší množství opakovaných simulací. Výsledky tohoto procesu byly znázorněny ve formě grafu (Obr.3), jako t-hodnoty a p-hodnoty testu. T-hodnoty představují míru citlivosti parametru. Čím je t-hodnota vyšší, tím je parametr citlivější a naopak. P-hodnoty představují míru pravděpodobnosti s jakou byl parametr náhodně označen za citlivý (Akhavan et al., 2010).



**Obr. 3:** Citlivostní analýza ve SWAT-CUP pro model Rakovnického potoka.

Samotná kalibrace modelu probíhala s pomocí automatického kalibračního nástroje *SUFI-2* v programu SWAT-CUP. Nejprve byly kalibrovány parametry ovlivňující hydrologii modelu a teprve po získání dobré shody simulovaných výstupů průtoků s měřenými daty byla provedena kalibrace dusičnanů.

Měřené hodnoty průtoků potřebné ke kalibraci a validaci modelu pro roky 2000-2010 byly poskytnuty PVL a ČHMÚ. Dostupná měření jsou pouze z Rakovnického potoka, proto byla pro potok Tyterský a Zbirožský odvozena přímou úměrou dle velikosti plochy jednotlivých povodí.

Kalibrace průtoků probíhala v letech 2003-2006 v několika krocích:

1. Import projektu SWAT
2. Vytvoření vstupních a výstupních databází *SUFI-2*
3. Nastavení parametrů a rozsahu jejich minimálních a maximálních povolených hodnot
4. Zadání počtu opakovaných simulací
5. Vložení měřených hodnot a nastavení časového kroku

## 6. Spuštění kalibrace

## 7. Vyhodnocení výsledků (Abbaspour, 2013).

Kalibrace dusičnanů byla prováděna manuálně pomocí nástroje *Manual calibration helper* v modelu SWAT, a to z důvodu nedostatečného množství měření denních koncentrací dusičnanů. Vytipované parametry ovlivňující cyklus dusíku byly jednotlivě měněny s následujícím spuštěním simulace pro roky 2009-2010 a vyhodnocením v MS Excel. Po každém zhodnocení výstupu byl parametr dále upraven nebo změněn na původní hodnotu a simulace byla opět spuštěna. Tento proces byl opakován s každým dalším parametrem.

Aby bylo ověřeno, že je hydrologický model daného povodí schopen provádět simulace koncentrací, které se co nejvíce blíží experimentálně měřeným hodnotám, byla provedena validace sledovaných parametrů a procesů. V tomto kroku jsou porovnávány předpovědi modelu s měřenými daty, která musí být jiná než data použita při kalibraci modelu (Cibin et al., 2010). Jak upřesňuje Arnold et al. (2012), pro kalibrační a validační období by měly být vybrány, pokud možno, stejně dlouhé časové řady, které budou zahrnovat jak roky průměrné, tak i roky nadprůměrné a podprůměrné. Proto byla v tomto kroku validace modelu simulujícího průtoky spuštěna v časové řadě 2007-2010. Pro simulaci dusičnanů byla validace v závislosti na množství měřených dat provedena v letech 2012-2013 u Tyterského a Zbirožského potoka a v letech 2013-2014 u potoka Rakovnického.

### 3.4. Kritéria pro hodnocení výsledků simulací

Pro porovnání výsledků simulací s reálně měřenými daty doporučuje Gassman et al. (2007) použít tři statistické ukazatele:

- Nash-Sutcliffův koeficient účinnosti předpovědi
- Koeficient determinace
- Procentuální systematickou odchylku.

Doporučené hodnoty těchto ukazatelů jsou dle Moriasi et al. (2015) uvedeny v tabulce 2.

Nash-Sutcliffův koeficient účinnosti předpovědi (NS) vyjadřuje sílu předpovědi modelu (Nash a Sutcliff, 1970). Jedná se o nejčastěji používanou bezrozměrnou charakteristiku pro hodnocení účinnosti hydrologických modelů včetně srovnání jejich přesnosti na různých povodí.

$$NS = 1 - \frac{\sum_i (Q_m - Q_s)_i^2}{\sum_i (Q_{m,i} - \bar{Q}_m)^2}$$

, kde  $Q$  je proměnná (průtok, koncentrace  $\text{NO}_3^-$ ),  $m$  značí měřenou hodnotu,  $s$  značí simulovanou hodnotu. Rozsah hodnot NS je v oblasti od  $-\infty$  do 1. Hodnota 1 indikuje absolutní shodu mezi měřenými a modelovanými daty. Hodnota 0 představuje přesnost předpovědi na úrovni pozorovaných hodnot (Abbaspour, 2013). Koeficient nabývající hodnot od 0 do 1 je obecně považován za přijatelný (Moriasi et al., 2007).

Koeficient determinace ( $R^2$ ) vyjadřuje míru, s jakou je rozptyl hodnot závisle proměnné veličiny  $Y$  vysvětlen změnami hodnot nezávisle proměnné veličiny  $X$  (Hendl, 2004). Hodnota koeficientu je počítána dle vzorce:

$$R^2 = \frac{\left[ \sum_i (Q_{m,i} - \bar{Q}_m)(Q_{s,i} - \bar{Q}_s) \right]^2}{\sum_i (Q_{m,i} - \bar{Q}_m)^2 \sum_i (Q_{s,i} - \bar{Q}_s)^2}$$

, kde  $Q$  je proměnná (průtok, koncentrace  $\text{NO}_3^-$ ),  $m$  značí měřenou hodnotu,  $s$  značí simulovanou hodnotu a  $i$  je  $i$ -tá měřená či simulovaná hodnota. Hodnota koeficientu se pohybuje v rozmezí od 0 do 1 a platí, že čím je tato hodnota vyšší, tím je model kvalitnější.

Procentuální systematická odchylka PBIAS měří průměrnou tendenci simulovaných dat být vyšší nebo nižší než data měřená. Optimální hodnotou je tedy 0. Procentuální systematickou odchylku počítáme dle vzorce:

$$PBIAS = 100 * \frac{\sum_{i=1}^n (Q_m - Q_s)_i}{\sum_{i=1}^n Q_{m,i}}$$

, kde  $Q$  je proměnná (průtok, koncentrace  $\text{NO}_3^-$ ),  $m$  značí měřenou hodnotu,  $s$  značí simulovanou hodnotu a  $n$  je počet pozorování (Abbaspour, 2013).

Tab. 2. Doporučené hodnocení statistických ukazatelů pro měsíční krok průtoků a denní krok  $\text{NO}_3$  dle Moriasi et al. (2015).

		VELMI DOBRÉ	DOBŘÉ	USPOKOJIVÉ	NEUSPOKOJIVÉ
Nash-suttcliffův koeficient	PRŮTOK	$\text{NSE} > 0.80$	$0.70 < \text{NSE} \leq 0.80$	$0.50 < \text{NSE} \leq 0.70$	$\text{NSE} \leq 0.50$
	$\text{NO}_3$	$\text{NSE} > 0.55$	$0.40 \leq \text{NSE} \leq 0.55$	$0.25 < \text{NSE} < 0.40$	$\text{NSE} \leq 0.25$
Koeficient determinace	PRŮTOK	$R^2 > 0.85$	$0.75 < R^2 \leq 0.85$	$0.60 < R^2 \leq 0.75$	$R^2 \leq 0.60$
Procentuální systematická odchylka	PRŮTOK	$\text{PBIAS} < \pm 5$	$\pm 5 \leq \text{PBIAS} < \pm 10$	$\pm 10 \leq \text{PBIAS} < \pm 15$	$\text{PBIAS} \geq \pm 15$
	$\text{NO}_3$	$\text{PBIAS} < \pm 15$	$\pm 15 \leq \text{PBIAS} < \pm 20$	$\pm 20 \leq \text{PBIAS} < \pm 30$	$\text{PBIAS} \geq \pm 30$

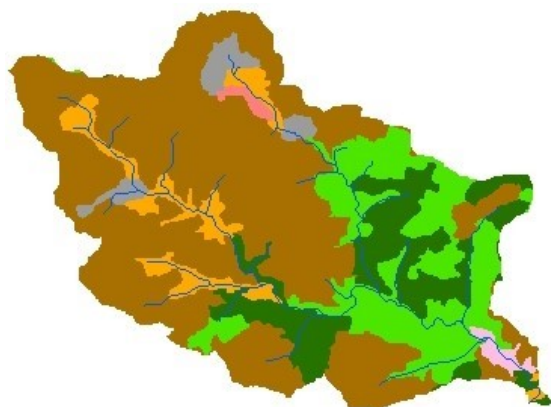
### 3.5. Modelování scénářů uspořádání krajinné struktury

Tato diplomová práce si kladla za cíl posoudit vliv krajinné struktury na množství dusičnanových aniontů v povrchových vodách. Za tímto účelem byly vytvořeny 4 různé scénáře uspořádání land use v povodí Tyterského (Tab. 3), Rakovnického (Tab. 4) a Zbirožského potoka (Tab. 5):

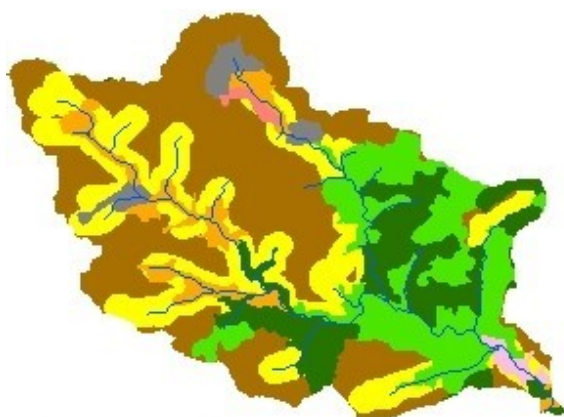
- Scénář 1: Přeměna orné půdy na pastviny v okolí 250 m od toku.
- Scénář 2: Přeměna orné půdy na smíšené lesy v okolí 250 m od toku.
- Scénář 3: Přeměna orné půdy na pastviny v okolí 500 m od toku.
- Scénář 4: Přeměna orné půdy na smíšené lesy v okolí 500 m od toku.

Zahrnutí jednotlivých scénářů do modelování proběhlo až po vytvoření základních modelů se stávající krajinnou strukturou. Pro jednotlivé scénáře byly v programu ArcMap vytvořeny mapy zahrnující změny land use (Obr. 4, 5, 6). Na základě těchto map byly vytvořeny modely nové dle stejného postupu jako modely základní. Aby tyto místně specifické modely správně fungovaly a vyobrazily změny v simulovaných koncentracích dusičnanů, které budou způsobeny pouze různými typy scénářů uspořádání krajinné struktury, byly do těchto nových modelů vloženy nakalibrované parametry modelů základních.

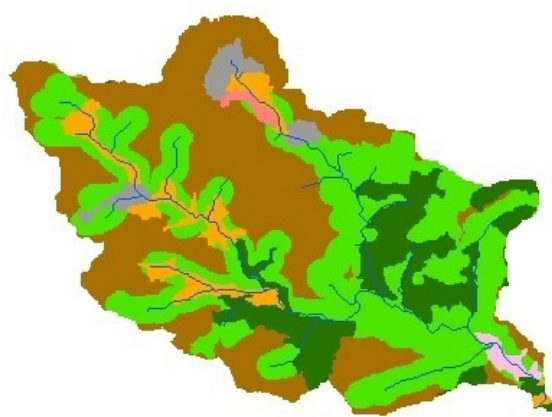
Scénář 0



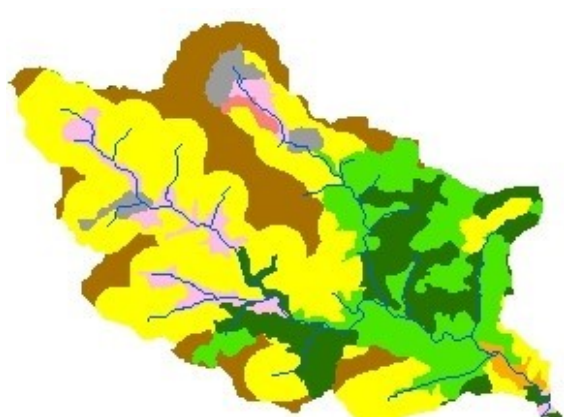
Scénář 1



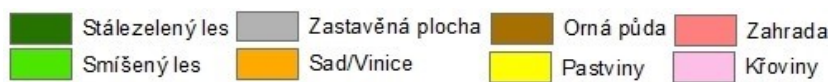
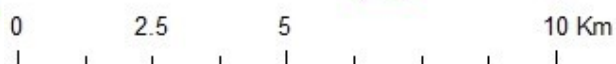
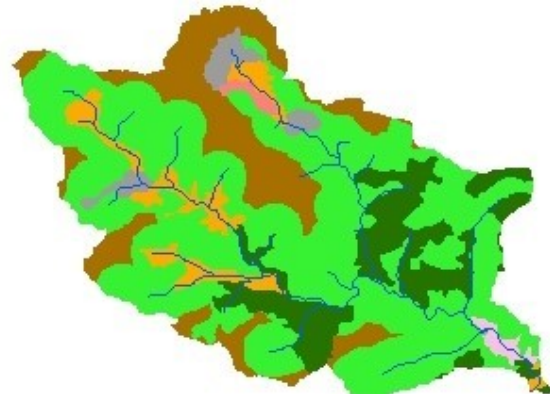
Scénář 2



Scénář 3

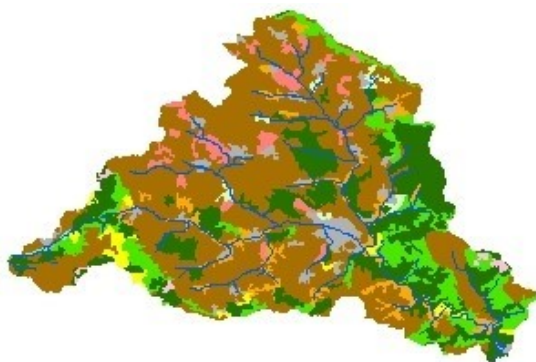


Scénář 4

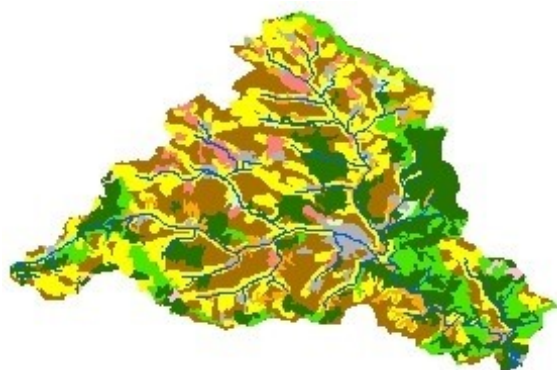


**Obr. 4:** Scénáře využití půdy v povodí Tyterského potoka.

Scénář 0



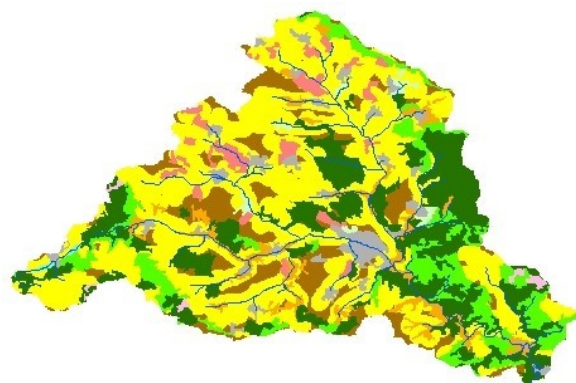
Scénář 1



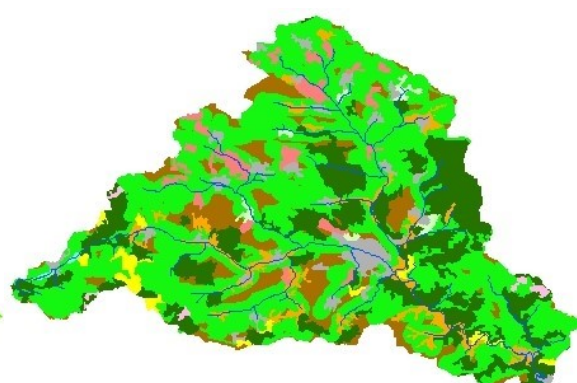
Scénář 2



Scénář 3



Scénář 4



0 5 10 20 Km



**Obr. 5:** Scénáře využití půdy v povodí Rakovnického potoka.



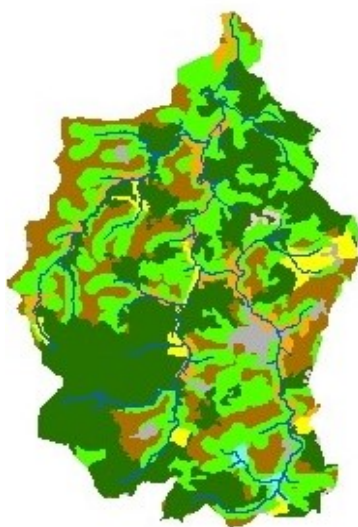
Scénář 0



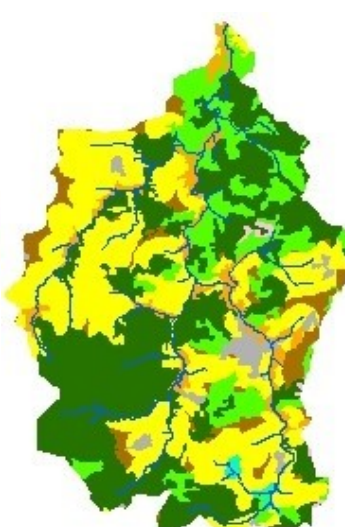
Scénář 1



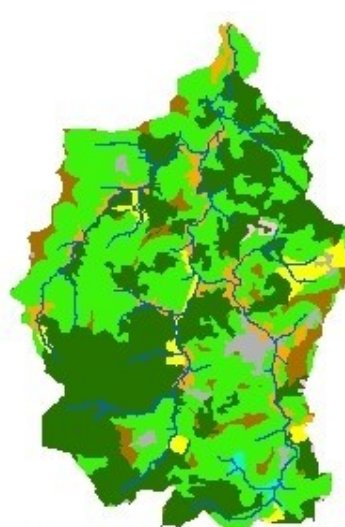
Scénář 2



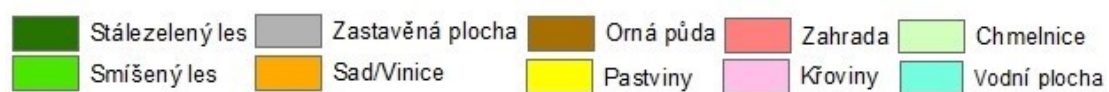
Scénář 3



Scénář 4



0 2.5 5 10 Km



**Obr. 6:** Scénáře využití půdy v povodí Zbirožského potoka.

**Tab. 3:** Zastoupení ploch využití půdy a počet HRU v modelech zahrnujících 5 různých scénářů v povodí Tyterského potoka.

TYTERSKÝ POTOK: celková plocha povodí: 4 266 ha							
	HRU	ORNÁ PŮDA		SMÍŠENÉ LESY		PASTVINY	
		plocha (ha)	%	plocha (ha)	%	plocha (ha)	%
SCÉNÁŘ 0	124	2 497,87	58,55	773,66	18,14	0,00	0,00
SCÉNÁŘ 1	155	1 587,24	37,21	781,29	18,31	895,71	21,00
SCÉNÁŘ 2	140	1 581,48	37,07	1 683,71	39,47	0,00	0,00
SCÉNÁŘ 3	157	717,56	16,82	780,65	18,30	1 768,82	41,46
SCÉNÁŘ 4	139	716,73	16,80	2 552,00	59,82	0,00	0,00

**Tab. 4:** Zastoupení ploch využití půdy a počet HRU v modelech zahrnujících 5 různých scénářů v povodí Rakovnického potoka.

RAKOVNICKÝ POTOK: celková plocha povodí: 36 820,08 ha							
	HRU	ORNÁ PŮDA		SMÍŠENÉ LESY		PASTVINY	
		plocha (ha)	%	plocha (ha)	%	plocha (ha)	%
SCÉNÁŘ 0	281	19 964,59	54,22	3 608,44	9,80	568,81	1,54
SCÉNÁŘ 1	543	10 151,22	27,57	3 615,98	9,82	10 369,05	28,16
SCÉNÁŘ 2	520	10 121,59	27,49	13 479,55	36,61	576,96	1,57
SCÉNÁŘ 3	505	3 754,77	10,20	3 642,36	9,89	16 667,02	45,27
SCÉNÁŘ 4	481	3 744,00	10,17	19 801,00	53,78	571,85	1,55

**Tab. 5:** Zastoupení ploch využití půdy a počet HRU v modelech zahrnujících 5 různých scénářů v povodí Zbirožského potoka.

ZBIROŽSKÝ POTOK - celková plocha povodí: 15 548,90 ha							
	HRU	ORNÁ PŮDA		SMÍŠENÉ LESY		PASTVINY	
		plocha (ha)	%	plocha (ha)	%	plocha (ha)	%
SCÉNÁŘ 0	290	5 934,52	38,17	2 184,03	14,05	429,16	2,76
SCÉNÁŘ 1	339	2 902,79	18,67	2 193,51	14,11	3 459,22	22,25
SCÉNÁŘ 2	325	2 903,20	18,67	5 215,34	33,54	427,68	2,75
SCÉNÁŘ 3	300	734,52	4,72	2 197,16	14,13	5 578,42	35,88
SCÉNÁŘ 4	283	730,26	4,70	7 337,29	47,19	430,66	2,77

## 4. VÝSLEDKY

### 4.1. Tyterský potok

#### 1) Kalibrace a ověření modelu SWAT

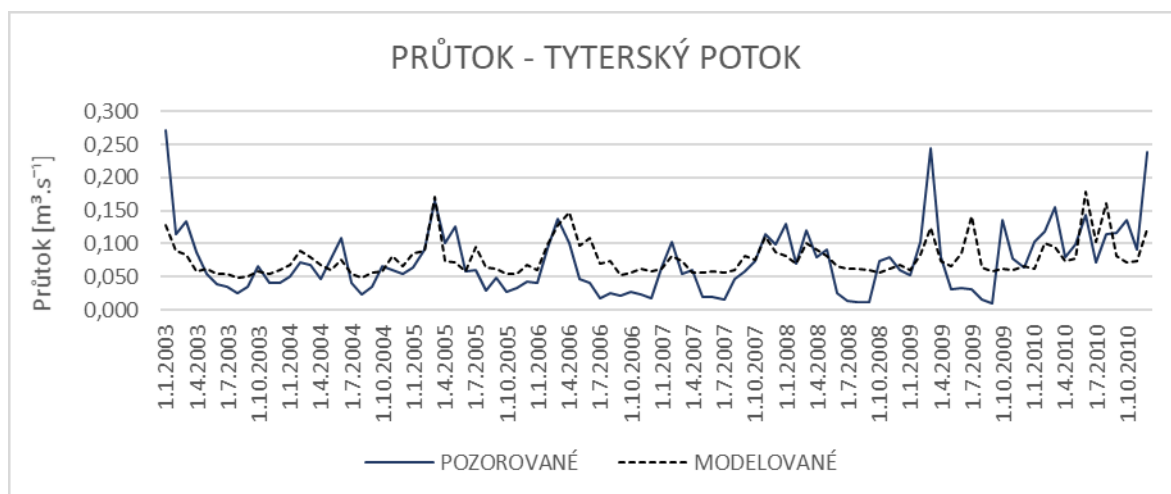
V kalibračním období byly pomocí programu SWAT-CUP definovány parametry modelu, při kterých bylo dosaženo nejvyšší možné shody simulovaných průtoků a koncentrací  $\text{NO}_3$  s průtoky a koncentracemi  $\text{NO}_3$  pozorovanými. Pozorované průtoky byly v případě Tyterského potoka odvozeny přímou úměrou dle velikosti plochy povodí Rakovnického potoka, kde probíhala měření. Konečné hodnoty jednotlivých parametrů jsou uvedeny v následující tabulce.

**Tab. 6:** Hodnoty parametrů modelu povodí Tyterského potoka nastavené kalibrací.

PARAMETR	HODNOTA	PARAMETR	HODNOTA
ALPHA_BF	0,80	RCHRG_DP	-0,27
CDN	1,40	RCN	10,00
CN2	34,36	SDNCO	0,99
ESCO	0,62	SFTMP	6,68
GWQMIN	3397,43	SMFMN	28,89
GW_DELAY	262,76	SMFMX	9,24
GW_REVAP	0,15	SMTMP	-0,10
CH_N2	0,20	SOL_AWC	0,25
CH_K2	-121,63	SOL_NO3	100,00
NPERCO	0,20	SOL_ORGN	100,00
N_UPDIS	20,00	TIMP	0,66

Po vložení takto upravených parametrů do modelu SWAT byla provedena simulace, jejíž statistické ukazatele jsou uvedeny v Tab. 7. Jak lze pozorovat v grafu 1, simulace průtoků se v kalibračním období 2003-2006 relativně dobře shoduje s hodnotami pozorovanými. Dle statistického hodnocení s využitím procentuální systematické odchylky (PBIAS), jež slouží ke kvantifikaci chyb hydrologické bilance modelu (Moriassi et al., 2007), je simulace v kalibrační i validační periodě považována za úspěšnou. Pomocí statistického vyhodnocení dle Nash-Sutcliffeova koeficientu však model nevykazoval příliš dobrou shodu, a to s hodnotami v kalibračním období  $NS = 0,42$  a ve validačním období  $NS = 0,27$ .

Nižší hodnotu Nash- Sutcliffeova koeficientu ve validačním období dokládá také graf 1, z kterého je zřejmé, že byl průtok v letech 2006-2009 simulován chybně, a to především v období s minimálními průtoky pohybujícími se kolem hodnoty  $0,02 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ , které model více než dvojnásobně nadhodnocoval a zároveň podhodnotil výraznou srážkovou událost v březnu roku 2009. Celkově se simulovaný průtok pohyboval v menším rozmezí hodnot než průtok měřený.



**Graf 1:** Porovnání pozorovaných a modelovaných řad průtoků v měsíčním kroku.

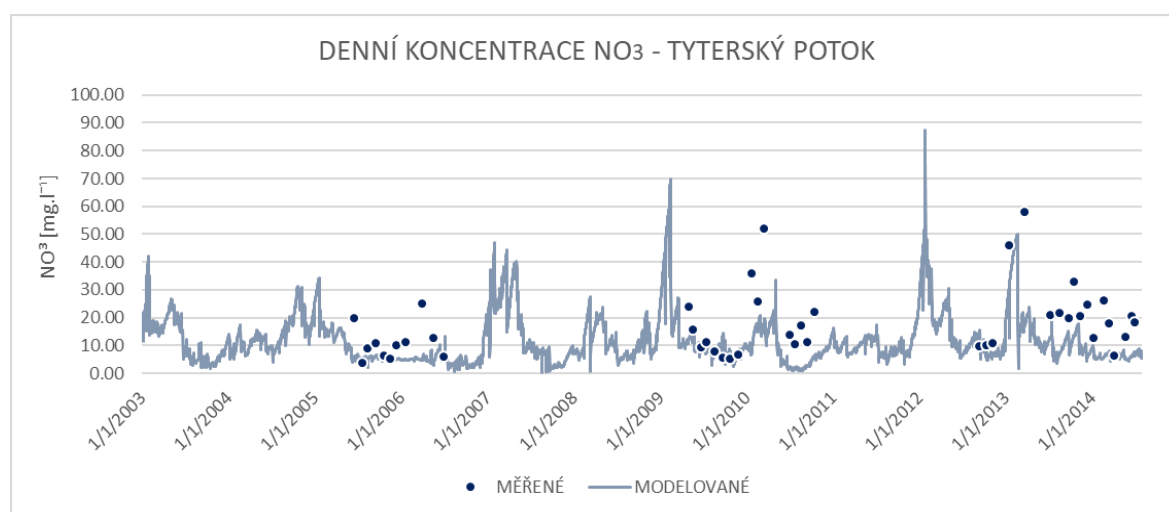
Koncentrace dusičnanových aniontů v Tyterském potoce byly měřeny v profilu Gypsárna nacházejícím se v blízkosti ústí do Berounky.

Výsledné statistické ukazatele pro kalibrační periodu v letech 2009-2010 a validační periodu v letech 2012-2013 dokládá Tab. 7. Na základě procentuální systematické odchylky je funkce modelu hodnocena kladně, což dokládá i koeficient determinace ( $R^2$ ). Dle Nash-sutcliffeova koeficientu nejsou shody simulací  $\text{NO}_3$  s měřenými daty statisticky dobré (NS – 0,28 v kalibračním období a NS - 0,44 ve validačním období).

**Tab. 7:** Statistické ukazatele modelu SWAT pro průtoky a koncentrace NO<sub>3</sub> v povodí Tyterského potka.

	PRŮTOKY		KONCENTRACE NO <sub>3</sub>	
	KALIBRACE	VALIDACE	KALIBRACE	VALIDACE
	2003 - 2006	2007 - 2010	2009 - 2010	2012 - 2013
<b>NS</b>	0,42	0,27	-0,28	-0,44
<b>R<sup>2</sup></b>	0,48	0,3	0,34	0,42
<b>PBIAS</b>	-15,2	-0,01	-9,32	-13,22

Jak lze vidět v grafu 2, měřené koncentrace dusičnanů jsou ve srovnávaných epizodách průměrně vyšší, a to především v letech 2006 a 2014. Zároveň model také nezaznamenal významný nárůst NO<sub>3</sub> ve dne 21.3.2013, kdy naměřené hodnoty dosáhly 51,95 mg·l<sup>-1</sup>. Tento nárůst může být způsoben antropogenními vlivy, které v modelu nebyly zahrnuty. Rozdílné hodnoty ve srovnávaných epizodách jsou pravděpodobně zapříčiněny nepřesnou kalibrací průtoků v předchozím kroku. Modelované průtoky během nejsušších období dosahovaly vyšších hodnot než hodnoty průtoků naměřených, a se vzrůstajícím průtokem tak mohlo dojít k vyššímu efektu ředění ovlivňující koncentrace NO<sub>3</sub> v toku.



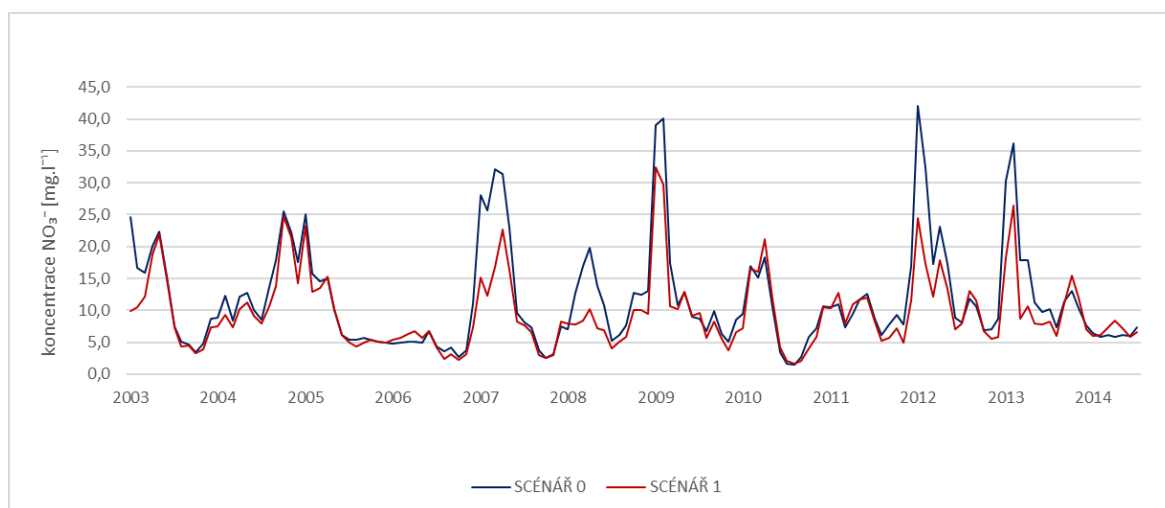
**Graf 2:** Porovnání simulovaných a měřených hodnot dusičnanů v povodí Tyterského potoka v denním kroku.

## 2) Simulace koncentrací $\text{NO}_3$ při alternativních scénářích krajinné struktury

V povodí Tyterského potoka byly modelovány 4 nové scénáře uspořádání krajinné struktury. Tyto scénáře zahrnovaly změny land use v povodí, které byly znázorněny již v kapitole Materiály a metodika na Obr. 4, 5 a 6.

### • Scénář 1

V grafu 3 můžeme vidět rozdíl hodnot simulací z původního modelu, tedy stávajícího uspořádání krajinné struktury (scénář 0) a simulací z nového uspořádání krajinné struktury, sestávajícího z převedení pozemků využívaných jako orná půda (AGRL) na pastviny (PAST) v okolí 250 m od toku (scénář 1).

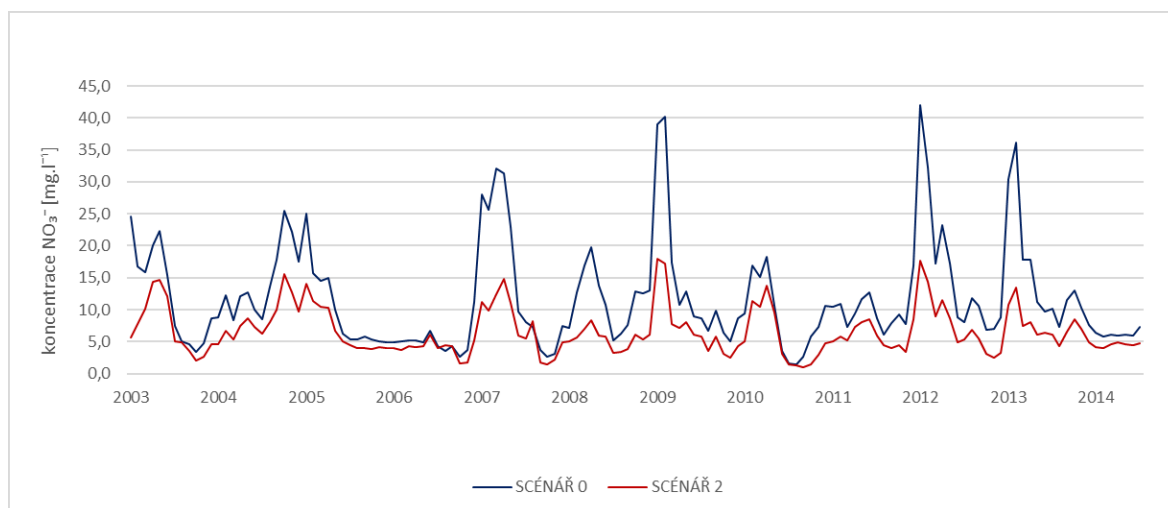


**Graf 3:** Porovnání průměrných měsíčních hodnot simulovaných koncentrací  $\text{NO}_3$  při scénáři 0 a scénáři 1 v povodí Tyterského potoka.

Jak již bylo uvedeno, v povodí Tyterského potoka převládají plochy využívané jako orná půda. Zatravněním daného území, rozléhajícího se 250 m od toku, došlo ke snížení celkové rozlohy orné půdy v povodí přibližně o 37 %. Z grafu 3 je patrné, že došlo ke snížení koncentrací dusičnanů, a to především v zimních měsících, kdy modelované dusičnany dosahovaly nejvyšších hodnot. Převedením orných ploch na pastviny bylo dosaženo snížení koncentrací dusičnanů v průměru o 16 %.

- **Scénář 2**

Modelování koncentrací  $\text{NO}_3^-$  v rámci Scénáře 2 zahrnovalo převedení pozemků využívaných jako orná půda (AGRL) na smíšené lesy (FRST) do vzdálenosti 250 m od toku. Simulace modelovaných hodnot z původního modelu, tedy stávajícího uspořádání krajinné struktury se simulacemi z modelu zahrnujícího Scénář 2 jsou vyobrazeny v následujícím grafu 4.

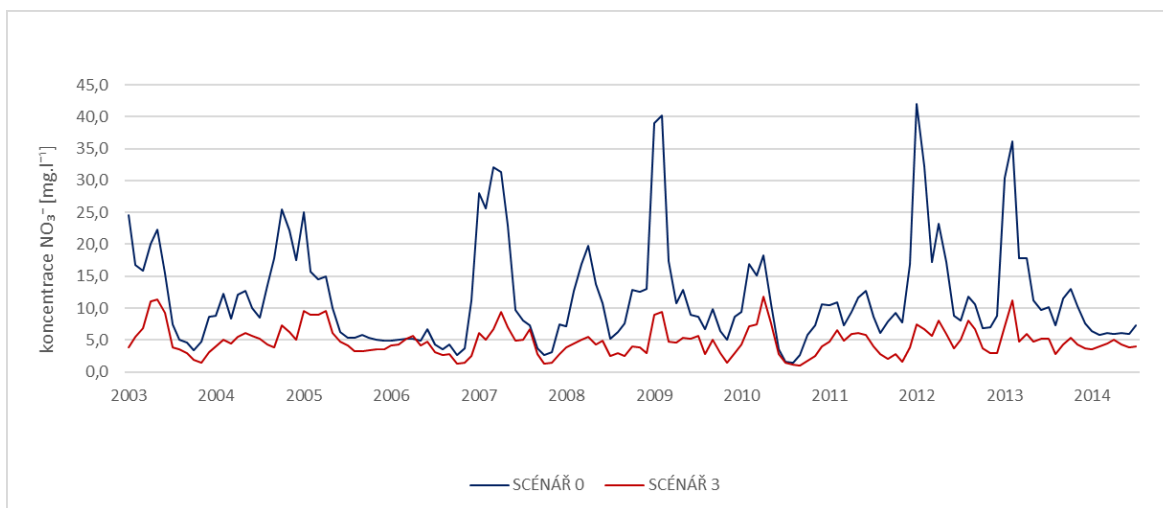


**Graf 4:** Porovnání průměrných měsíčních hodnot simulovaných koncentrací  $\text{NO}_3^-$  při scénáři 0 a scénáři 2 v povodí Tyterského potoka.

Stejně tak jako ve Scénáři 1, došlo k redukci orné půdy přibližně o 37 %, a tím ke stejnému navýšení smíšených lesů. V grafu můžeme vidět výraznější snížení koncentrací dusičnanů, než při modelování scénáře 1. V rámci zalesnění pozemků orné půdy na ploše vzdálené 250 m od toku, bylo dosaženo snížení koncentrací dusičnanů v průměru o 42 %. Největší rozdíly byly pozorovány opět v zimních měsících s vysokými modelovanými koncentracemi dusičnanů.

- **Scénář 3**

V rámci této varianty uspořádání krajinné struktury došlo k převedení pozemků orné půdy na pastviny, a to na ploše vzdálené maximálně 500 m od toku. Pozemky orné půdy byly v tomto případě sníženy o 71 % z celkové plochy orné půdy v povodí a byly nahrazeny pastvinami, které se v základním modelu nevyskytují. V následujícím grafu 5 můžeme vidět očekávané snížení koncentrací dusičnanů, které dosáhlo 57 %.

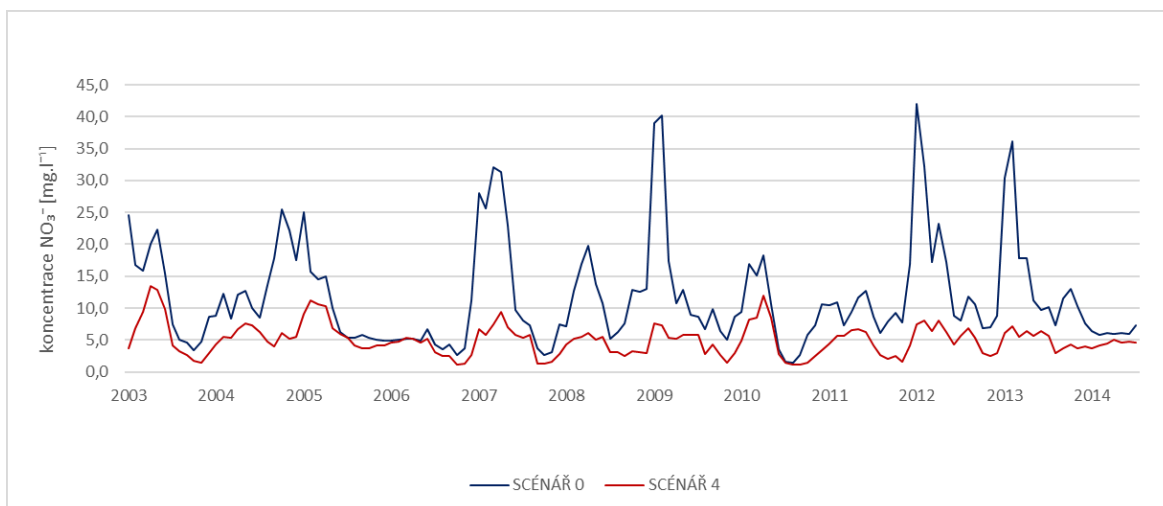


**Graf 5:** Porovnání průměrných měsíčních hodnot simulovaných koncentrací NO<sub>3</sub> při scénáři 0 a scénáři 3 v povodí Tyterského potoka.

- **Scénář 4**

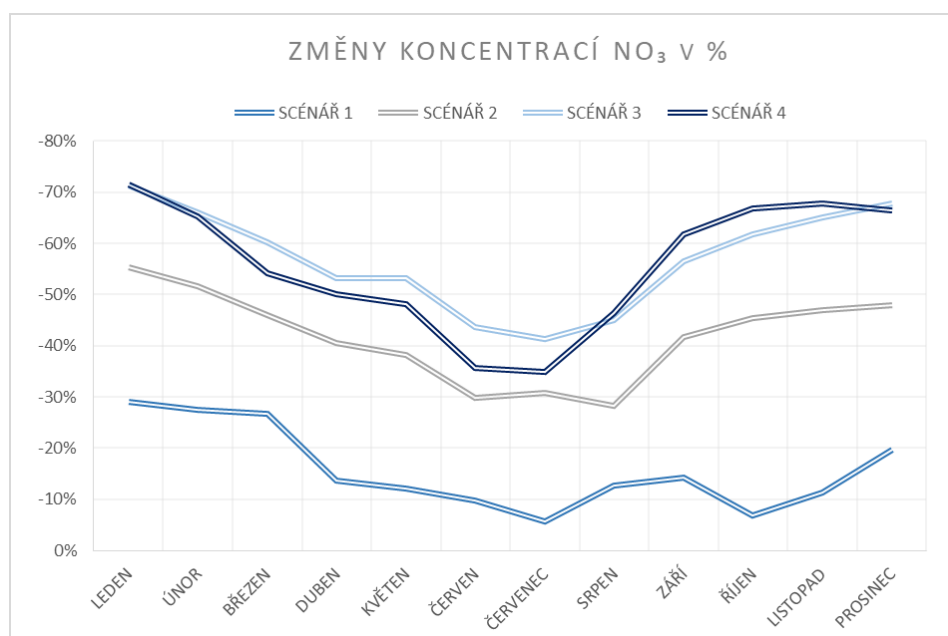
Pro modelování koncentrací dusičnanů v tomto scénáři uspořádání krajinné struktury bylo zalesněno území využívané jako orná plocha, a to v okolí potoka do vzdálenosti 500 m od toku. Stejně jako v předchozí variantě 3 byla orná půda redukována přibližně o 71 % z celkové plochy orné půdy v povodí. Jak můžeme vidět v grafu 6, vliv zalesnění orných ploch na koncentrace dusičnanů v toku byl opět velký. Model simuloval snížení koncentrací dusičnanů v průměru o 56 % vůči stávajícímu uspořádání krajinné struktury. Simulace koncentrací dusičnanů v této variantě průměrně představuje o 1 % menší snížení koncentrací NO<sub>3</sub> než ve variantě 3, což je z hlediska využití půdy nepravděpodobné. Pozitivní odezvy na zalesnění daného území však model vykazoval v některých epizodách s vysokými výkyvy dusičnanů, a to například v únoru 2009 a 2013, kdy model vyhodnotil koncentrace NO<sub>3</sub> v případě zalesnění orných ploch přibližně v poloviční výši v porovnání se scénářem 3.





**Graf 6:** Porovnání průměrných měsíčních hodnot simulovaných koncentrací  $\text{NO}_3$  při scénáři 0 a scénáři 4 v povodí Tyterského potoka.

Převedení daného území na pastviny a na smíšené lesy vykazovalo značný vliv na koncentrace dusičnanů. Jak můžeme vidět v grafu 7. k největším změnám uspořádání krajinné struktury docházelo v zimních měsících. Naopak nejmenší vliv zatravnění a zalesnění na snížení koncentrací  $\text{NO}_3$  v toku byl zaznamenán v létě, a to ve všech scénářích uspořádání krajinné struktury. Ve scénáři 1 docházelo k nejmenším změnám i v říjnu.



**Graf 7:** Měsíční hodnoty procentuálních změn koncentrací  $\text{NO}_3$  v Tyterském potoce s použitím různých scénářů uspořádání krajinné struktury

## 4.2. Rakovnický potok

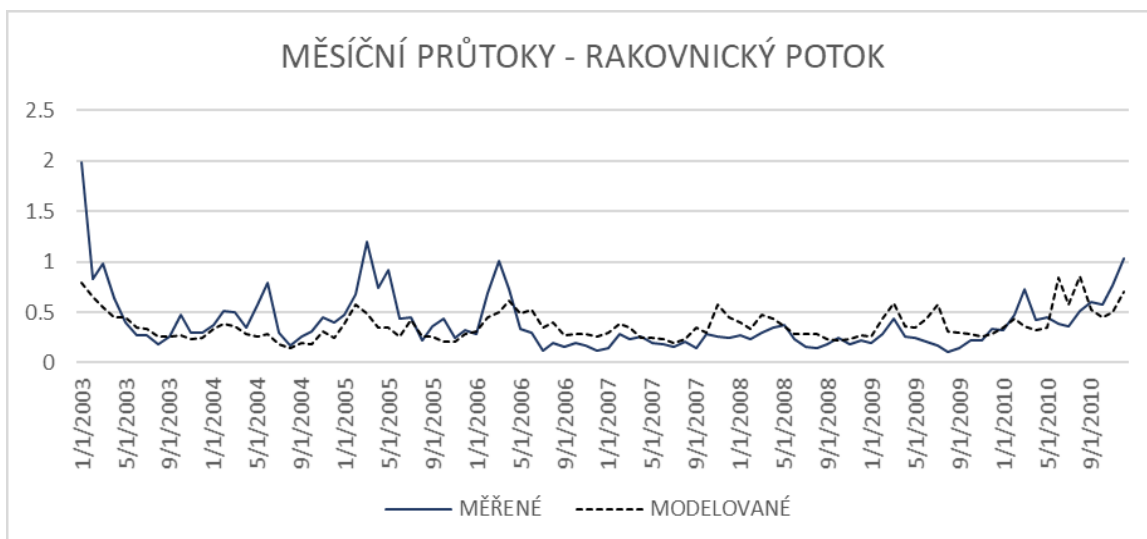
### 1) Kalibrace a ověření modelu SWAT

V povodí Rakovnického potoka byly pomocí programu SWAT-CUP definovány parametry modelu, při kterých bylo dosaženo nejvyšší možné shody simulovaných dat s daty pozorovanými. Konečné hodnoty parametrů ovlivňujících hydrologickou bilanci a cyklus dusíku v modelu jsou uvedeny v následující tabulce.

**Tab. 8:** Hodnoty parametrů modelu povodí Rakovnického potoka nastavené kalibrací.

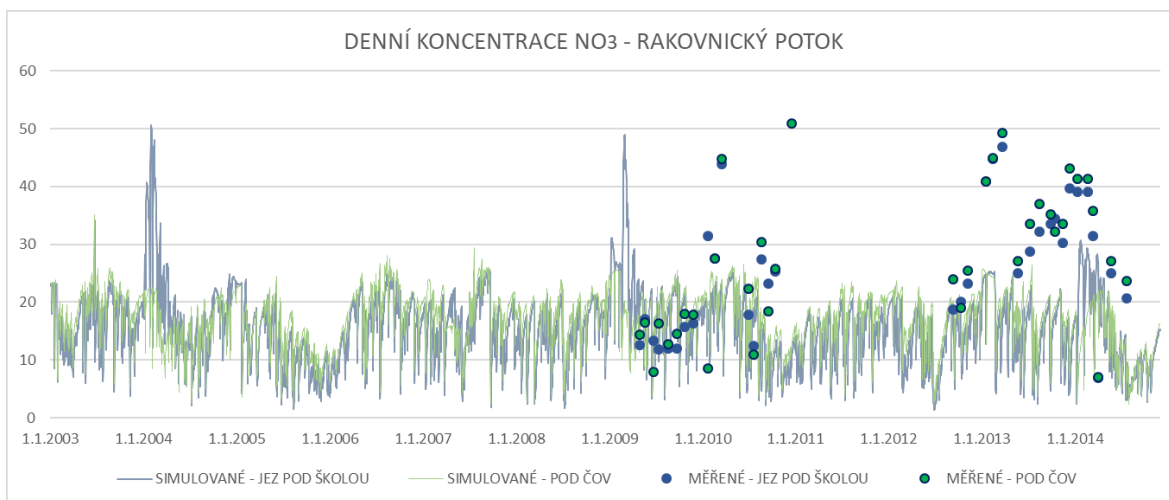
PARAMETR	HODNOTA	PARAMETR	HODNOTA
ALPHA_BF	-0,10	RCHRG_DP	0,14
CDN	1,40	RCN	14,00
CN2	31,20	SDNCO	0,01
ESCO	0,15	SFTMP	-36,86
GWQMIN	4878,08	SMFMN	4,31
GW_DELAY	95,32	SMFMX	2,98
GW_REVAP	0,13	SMTMP	12,38
CH_N2	0,17	SOL_AWC	-0,01
CH_K2	-134,44	SOL_NO3	100,00
NPERCO	0,20	SOL_ORGN	100,00
N_UPDIS	20,00	TIMP	0,22

Hodnoty průtoků, použité pro kalibraci a validaci modelu SWAT, byly měřeny v profilu pod městem Rakovník. Srovnání těchto hodnot s hodnotami simulovanými je znázorněno v grafu 8. Průměrné hodnoty měřených a modelovaných průtoků se příliš neliší. U měřeného průtoku dosahují 0,39 m<sup>3</sup>/s, zatímco simulované hodnoty dosahují průměrně 0,37m<sup>3</sup>/s. V grafu můžeme vidět, že základní odtok poměrně dobře kopíruje měřené hodnoty. Je však patrné, že model podhodnotil významné srážkoodtokové události v březnu roku 2005 a 2006, což se odrazilo ve statistickém hodnocení uvedeném v Tab. 9.



**Graf 8:** Porovnání pozorovaných a modelovaných řad průtoků v měsíčním kroku.

Měření dusičnanů v povodí Rakovnického potoka probíhalo v profilu Jez pod školou a v profilu Pod ČOV. Srovnání měřených a modelovaných koncentrací dusičnanů můžeme vidět v grafu 9.



**Graf 9:** Porovnání simulovaných a měřených hodnot dusičnanů v povodí Rakovnického potoka v denním kroku.

Z grafu je patrné, že model tyto koncentrace celkově podhodnocoval. V kalibrační i validační periodě dosahují měření až dvojnásobných hodnot oproti simulovaným koncentracím. Tyto vysoké koncentrace lze přisuzovat antropogenním vlivům, které do modelu nebyly zahrnuty. V povodí Rakovnického potoka je hojně zastoupen průmysl, a

to chemický, stavební, strojírenský a potravinářský. Průmyslové závody tak mohou tvořit významný zdroj znečištění.

I přes opakovanou kalibraci, nebylo dosaženo lepších shod simulovaných koncentrací dusičnanů s koncentracemi měřenými. Statistické charakteristiky jsou uvedeny v Tab. 9. Dle Nash-sutcliffova koeficientu a koeficientu determinace model nevykazoval dobrou shodu měřených a simulovaných koncentrací dusičnanů. Na základě procentuální systematické odchylky však bylo hodnocení simulací kladné.

**Tab. 9:** Statistické ukazatele modelu SWAT pro průtoky a koncentrace NO<sub>3</sub> v povodí Rakovnického potoka.

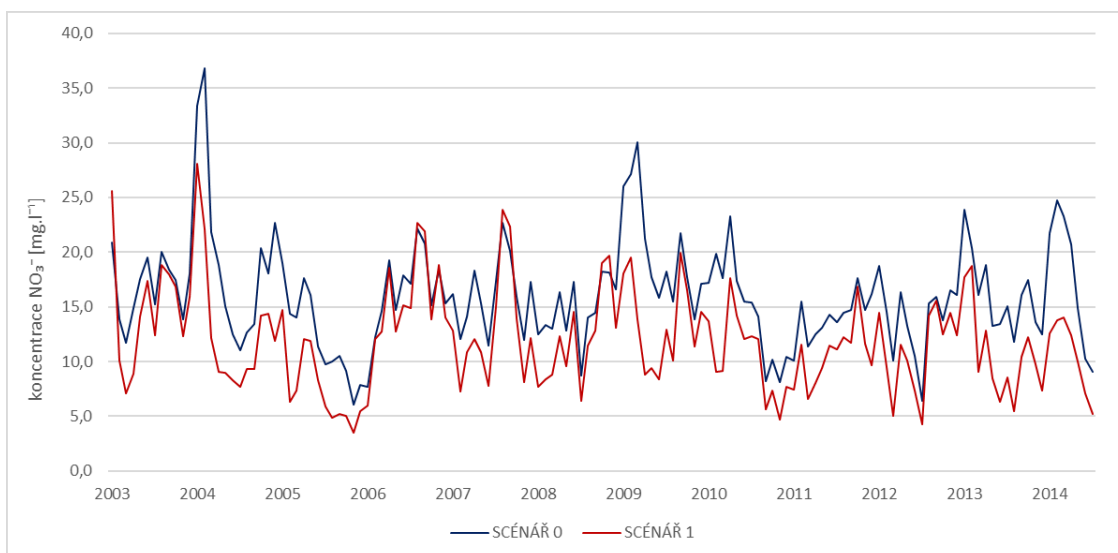
	PRŮTOKY		KONCENTRACE NO <sub>3</sub>	
	KALIBRACE	VALIDACE	KALIBRACE	VALIDACE
	2003 - 2006	2007 - 2010	2009 - 2010	2012 - 2013
<b>NS</b>	0,29	0,2	-0,26	-3,93
<b>R<sup>2</sup></b>	0,51	0,26	0,01	0
<b>PBIAS</b>	-0,12	0,03	-4,28	-17,63

## 2) Simulace koncentrací NO<sub>3</sub> při alternativních scénářích krajinné struktury

V povodí Rakovnického potoka byly modelovány 4 nové scénáře uspořádání krajinné struktury. Tyto scénáře zahrnovaly změny land use v povodí, které byly znázorněny již v kapitole Materiály a metodika na Obr. 4, 5 a 6.

### • Scénář 1

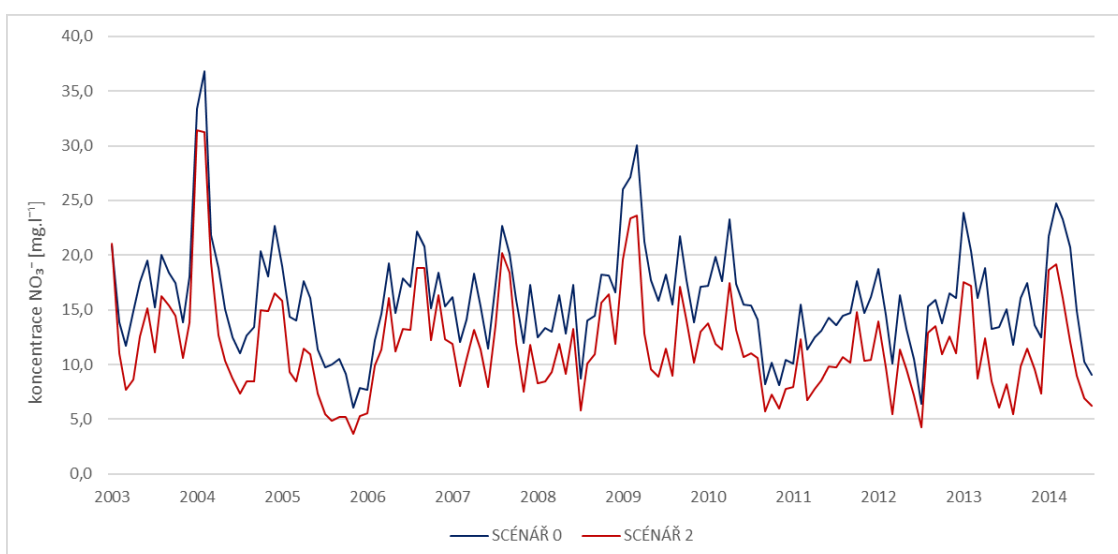
V rámci scénáře 1 byly pozemky využívané jako orná půda převedeny na pastviny v okolí Rakovnického potoka do vzdálenosti 250 m od toku. Tímto opatřením došlo ke snížení celkové rozlohy orné půdy v povodí přibližně o 53 %. V grafu 10 je znázorněno porovnání hodnot simulací z modelu představujícího scénář 1 a původního modelu se stávajícím uspořádáním krajinné struktury (scénář 0). V grafu můžeme vidět, že převedení dané plochy na pastviny bylo pro redukci dusičnanu účinné. Došlo tak k poměrně velkému snížení simulovaných hodnot ze scénáře 1 oproti scénáři 0, a to v průměru o 25 %.



**Graf 10:** Porovnání průměrných měsíčních hodnot simulovaných koncentrací  $\text{NO}_3^-$  při scénáři 0 a scénáři 1 v povodí Rakovnického potoka.

- **Scénář 2**

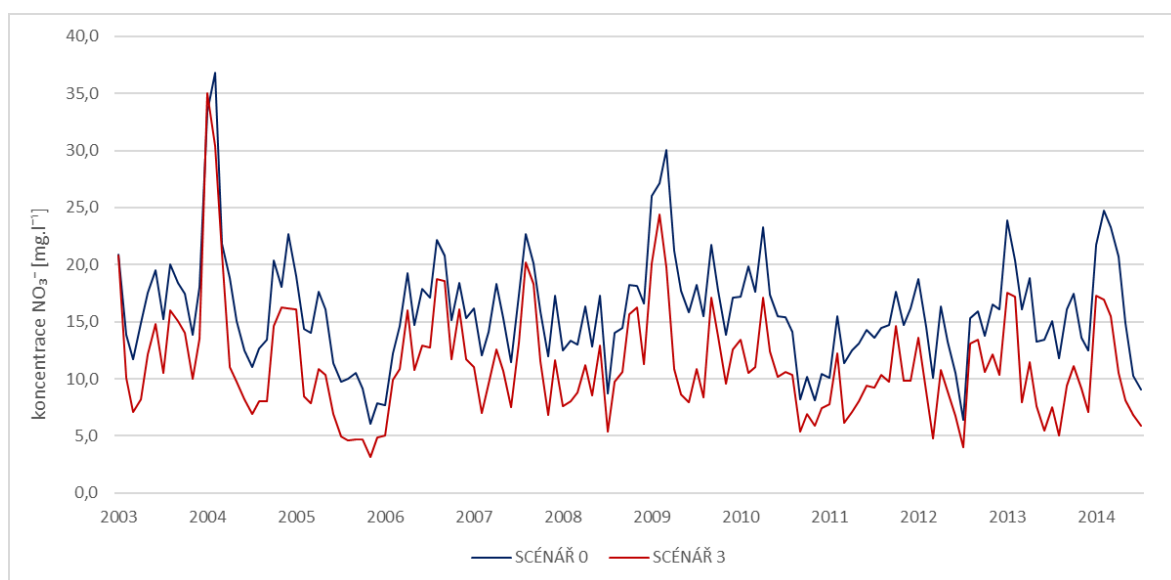
Pro modelování koncentrací dusičnanů v tomto scénáři uspořádání krajinné struktury bylo zalesněno území využívané jako orná plocha, a to v okolí potoka do vzdálenosti 250 m od toku. Stejně jako v předchozím scénáři 1 byla orná půda redukována přibližně o 53 % z celkové plochy orné půdy v povodí. Jak můžeme vidět v grafu 11 vliv zalesnění orných ploch na snížení koncentrací dusičnanů byl kladný. Simulované koncentrace dusičnanů byly sníženy přibližně o 27 %, což nepředstavuje velký rozdíl oproti předchozí variantě, kdy byly dané plochy orné půdy zatravněny.



**Graf 11:** Porovnání průměrných měsíčních hodnot simulovaných koncentrací  $\text{NO}_3^-$  při scénáři 0 a scénáři 2 v povodí Rakovnického potoka.

- **Scénář 3**

Změna uspořádání krajinné struktury v rámci scénáře 3 představovala převedení pozemků orné půdy na pastviny, a to na ploše vzdálené maximálně 500 m od toku. Pozemky orné půdy byly v tomto případě významně redukovány, a to přibližně o 82 % z celkové plochy orné půdy v povodí. Navzdory velké ploše orné půdy, která byla redukována nedošlo k výraznému poklesu koncentrací dusičnanů v porovnání s variantami, kde došlo k zatravnění a zalesnění menší plochy v povodí (scénář 1 a scénář 2). V této variantě bylo dosaženo průměrně 30 % poklesu koncentrací dusičnanů oproti stávajícímu uspořádání krajinné struktury. Toto snížení můžeme pozorovat v následujícím grafu 12.

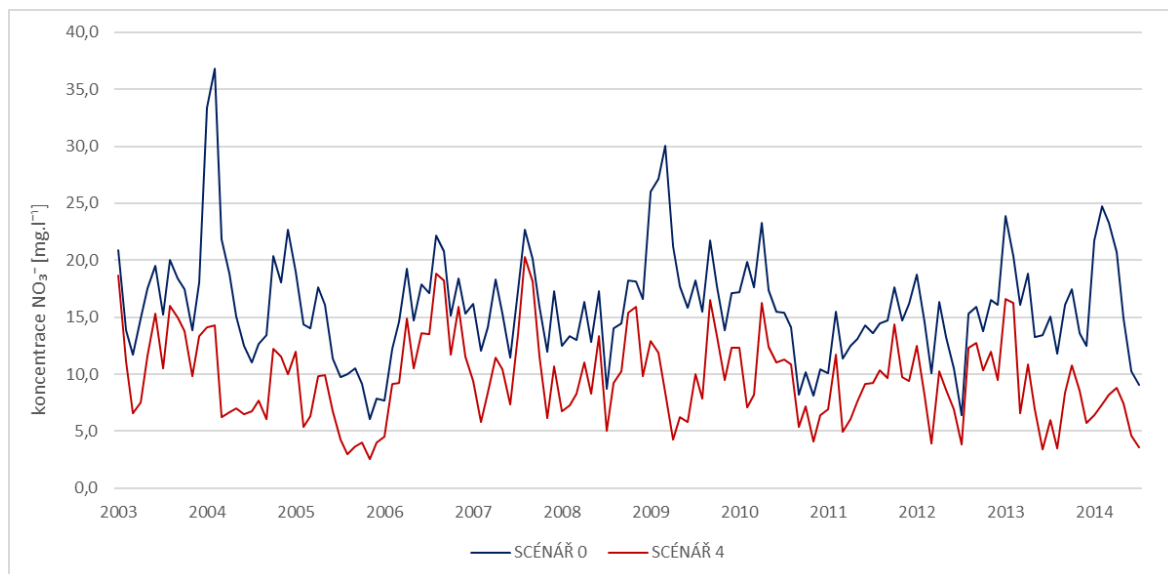


**Graf 12:** Porovnání průměrných měsíčních hodnot simulovaných koncentrací  $\text{NO}_3^-$  při scénáři 0 a scénáři 3 v povodí Rakovnického potoka.

- **Scénář 4**

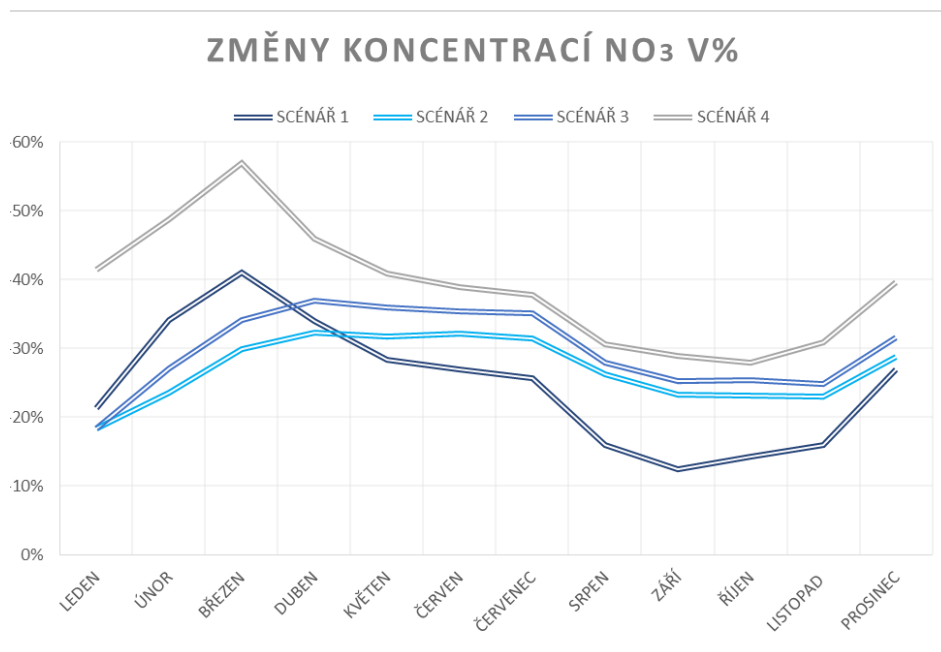
Pro modelování koncentrací dusičnanů v tomto scénáři uspořádání krajinné struktury, byly převedeny pozemky využívané jako orná půda na smíšené lesy do vzdálenosti 500 m od toku. Stejně jako v předchozí variantě 3, byla orná půda redukována přibližně o 82 % z celkové plochy orné půdy v povodí. Z grafu 13 je patrné, že zalesněním tak velkého území došlo k výraznějšímu poklesu koncentrací dusičnanů než v předchozím scénáři 3. Největší pokles koncentrací dusičnanů model zaznamenal v březnu roku 2004, 2009 a

2014, kdy simulované koncentrace dusičnanů v základním modelu dosahovaly svého maxima. Průměrně byly koncentrace dusičnanů sníženy o 39 %.



**Graf 13:** Porovnání průměrných měsíčních hodnot simulovaných koncentrací  $\text{NO}_3^-$  při scénáři 0 a scénáři 4 v povodí Rakovnického potoka.

V následujícím grafu 14 jsou porovnávány změny koncentrací dusičnanů v měsíčním kroku pro jednotlivé scénáře uspořádání krajinné struktury. V případě přeměny orné půdy ve vzdálenosti 500 m od toku dochází k největší redukci dusičnanů v březnu. Při redukci orné půdy na menší ploše (scénář 1 a scénář 2) není pozorovaný tak výrazný rozdíl změn v průběhu měsíců. Větší změny jsou však pozorovány na jaře a začátkem léta. To lze přisuzovat sníženému odnosu dusičnanů při absenci orné půdy v průběhu jarního tání sněhu.



**Graf 14:** Měsíční hodnoty procentuálních změn koncentrací NO<sub>3</sub> v Rakovnickém potoce s použitím různých scénářů uspořádání krajinné struktury

### 4.3. Zbirožský potok

#### 3) Kalibrace a ověření modelu SWAT

Pro model povodí Zbirožského potoka byly kalibrovány parametry, při kterých bylo dosaženo nejvyšší možné shody mezi simulovanými a pozorovanými průtoky a koncentracemi NO<sub>3</sub> v toku. Konečné hodnoty parametrů, získané kalibrací v letech 2003-2006 pro průtoky a 2009-2010 pro koncentrace dusičnanů, jsou uvedeny v Tab. 10. Pozorované hodnoty průtoků, potřebné pro kalibraci modelu, byly v případě Zbirožského potoka odvozeny přímou úměrou dle velikosti plochy povodí Rakovnického potoka, kde probíhala měření.

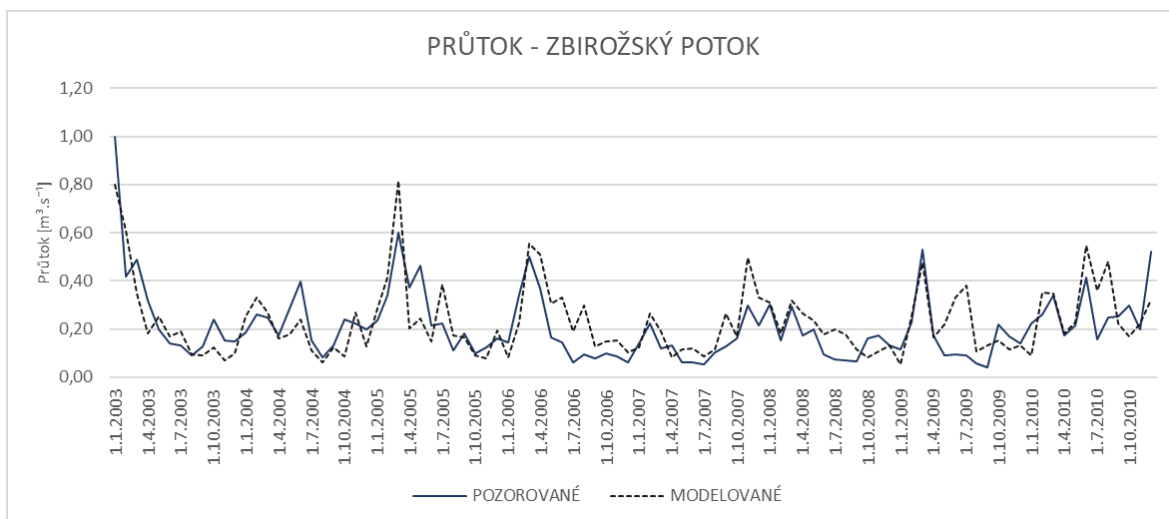


**Tab. 10:** Hodnoty parametrů modelu povodí Zbirožského potoka nastavené kalibrací.

PARAMETR	HODNOTA	PARAMETR	HODNOTA
ALPHA_BF	0,90	RCHRG_DP	0,65
CDN	0,05	RCN	10,00
CN2	12,38	SDNCO	1,00
ESCO	0,21	SFTMP	0,27
GWQMIN	0,91	SMFMN	1,92
GW_DELAY	95,03	SMFMX	2,45
GW_REVAP	0,18	SMTMP	-1,53
CH_N2	0,04	SOL_AWC	0,19
CH_K2	4,79	SOL_NO3	25,00
NPERCO	0,10	SOL_ORGN	100,00
N_UPDIS	100,00	TIMP	0,92

Po zavedení hodnot parametrů do modelu SWAT byla provedena simulace průtoků, která je znázorněna v grafu 15. Tyto modelované průtoky byly srovnávány s pozorovanými hodnotami v kalibračním období v letech 2003-2006 a ve validačním období v letech 2007-2010 s využitím statistických charakteristik uvedených v Tab. 11. Jak je z grafu patrné, kalibrační perioda vykazuje dobrou shodu, která je potvrzena jak procentuální systematickou odchylkou a koeficientem determinace, tak i Nash-sutcliffovým koeficientem. Nadhodnocení průtoků je pozorovatelné ve srážko-odtokové události z února roku 2005, základní průtok se však drží v podobných hodnotách.

Ve validačním období 2007-2010 jsou rozdíly mezi naměřenými a simulovanými hodnotami průtoků vyšší. V tomto případě model SWAT průtoky lehce nadhodnocoval. Statisticky dobrý výsledek vykazuje hodnocení pomocí procentuální systematické odchylky (PBIAS). Rozdíly měřených a simulovaných hodnot jsou pak odraženy v Nash-sutcliffově koeficientu a koeficientu determinace, jejichž výsledek zhoršuje především výrazný rozdíl hodnot v červnu roku 2009, kdy model zaznamenal zvýšený průtok oproti průtokům pozorovanému.



**Graf 15:** Porovnání pozorovaných a modelovaných řad průtoků v měsíčním kroku.

Měření dusičnanů v povodí Zbirožského potoka byla dostupná v profilu Slapnice a Sýkorův mlýn. Jak můžeme vidět v Tab. 11., Nash-sutcliffův koeficient a koeficient determinace nedokládají dobrou shodu simulovaných a měřených dat pro kalibrační periodu v letech 2009-2010 i validační periodu v letech 2012-2013. Hodnocení modelu dle procentuální systematické odchylky je však kladné.

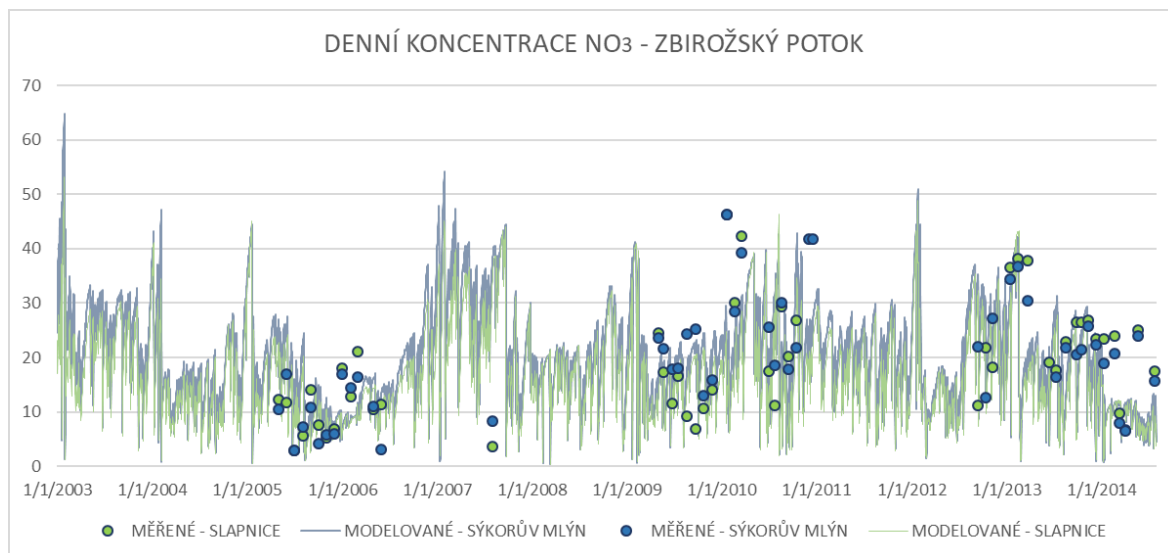
**Tab. 11:** Statistické ukazatele modelu SWAT pro průtoky a koncentrace  $\text{NO}_3$  v povodí Tyterského potoka.

	PRŮTOKY		KONCENTRACE $\text{NO}_3$	
	KALIBRACE 2003 - 2006	VALIDACE 2007 - 2010	KALIBRACE 2009 - 2010	VALIDACE 2012 - 2013
<b>NS</b>	0,62	0,08	-0,44	-0,43
<b>R<sup>2</sup></b>	0,66	0,41	0,11	0,02
<b>PBIAS</b>	1,3	0,04	-6,86	4,15

V grafu 16 lze vidět, že jsou simulované koncentrace  $\text{NO}_3$  více rozkolísané. Hodnoty měřených a simulovaných koncentrací dusičnanů se poměrně překrývají a jejich průměrné koncentrace se liší pouze o 2 %.

Důležité také je, že model zaznamenal rozdíly v simulovaných koncentracích  $\text{NO}_3$  v závislosti na způsobu využívání půdy. Jak můžeme vidět v grafu, simulované

koncentrace dusičnanů jsou v profilu Slapnice nižší než v profilu Sýkorův mlýn. Profil Slapnice se nachází v blízkosti ústí, kde se kolem toku rozléhají převážně křoviny a lesy. Naopak v okolí Sýkorova mlýnu se společně s lesy vyskytují rozlehlé pozemky orné půdy.



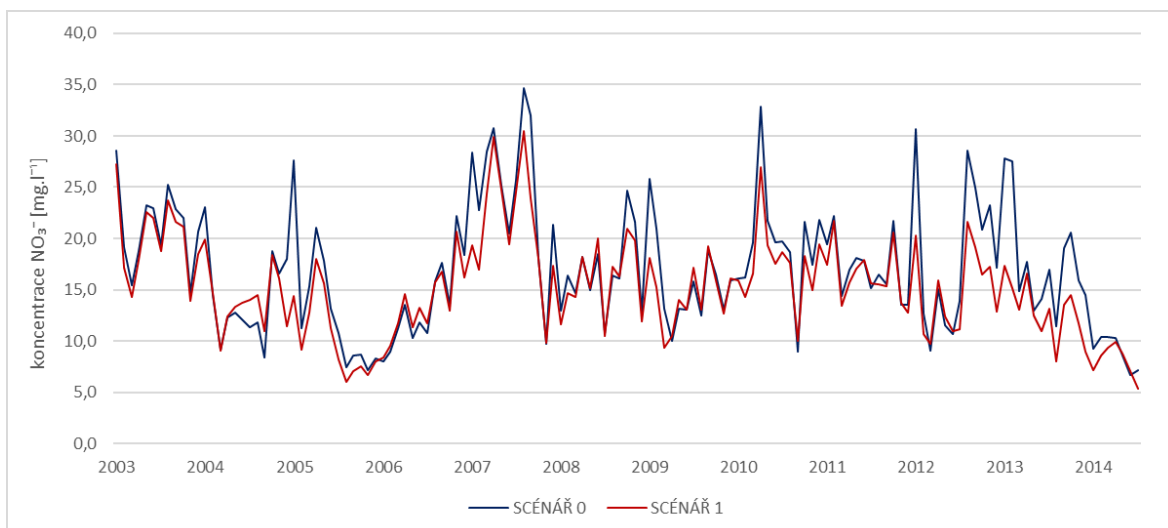
**Graf 16:** Porovnání simulovaných a měřených hodnot dusičnanů v povodí Zbirožského potoka v denním kroku.

### 1) Simulace koncentrací $\text{NO}_3$ při alternativních scénářích krajinné struktury

V povodí Zbirožského potoka byly modelovány 4 nové scénáře uspořádání krajinné struktury. Tyto scénáře zahrnovaly změny land use v povodí, které byly znázorněny již v kapitole Materiály a metodika na obr. 4, 5 a 6.

#### • Scénář 1

V grafu 17 můžeme vidět srovnání simulovaných hodnot koncentrací dusičnanů za stávajícího uspořádání krajinné struktury (Scénář 0) a za nového uspořádání krajinné struktury, sestávajícího z převedení pozemků využívaných jako orná půda (AGRL) na pastviny (PAST) v okolí 250 m od toku (Scénář 1).

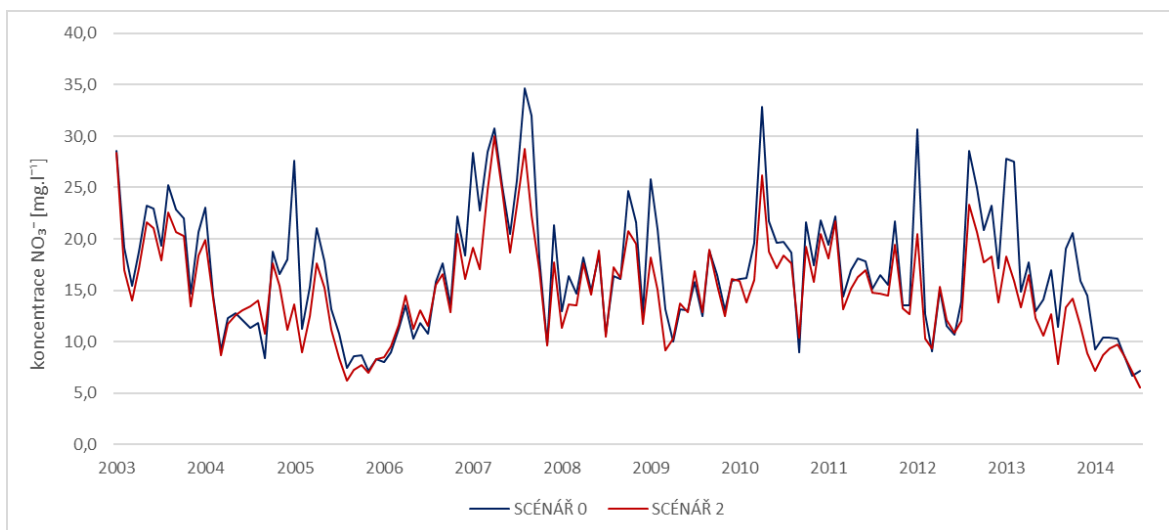


**Graf 17:** Porovnání průměrných měsíčních hodnot simulovaných koncentrací  $\text{NO}_3^-$  při scénáři 0 a scénáři 1 v povodí Zbirožského potoka.

Povodí Zbirožského potoka má nejvíce zalesněné půdy z řešených povodí, smíšené a stálezelené lesy pokrývají přes 51 % plochy daného území. Zatravněním vybraného území, rozléhajícího se 250 m od toku, došlo ke snížení rozlohy orné půdy o 51 %. V grafu 17 můžeme vidět, že zatravnění orných ploch mělo pozitivní vliv na snížení koncentrací dusičnanů. Převedením orných ploch na pastviny bylo dosaženo snížení koncentrací dusičnanů v průměru o 10 %.

- **Scénář 2**

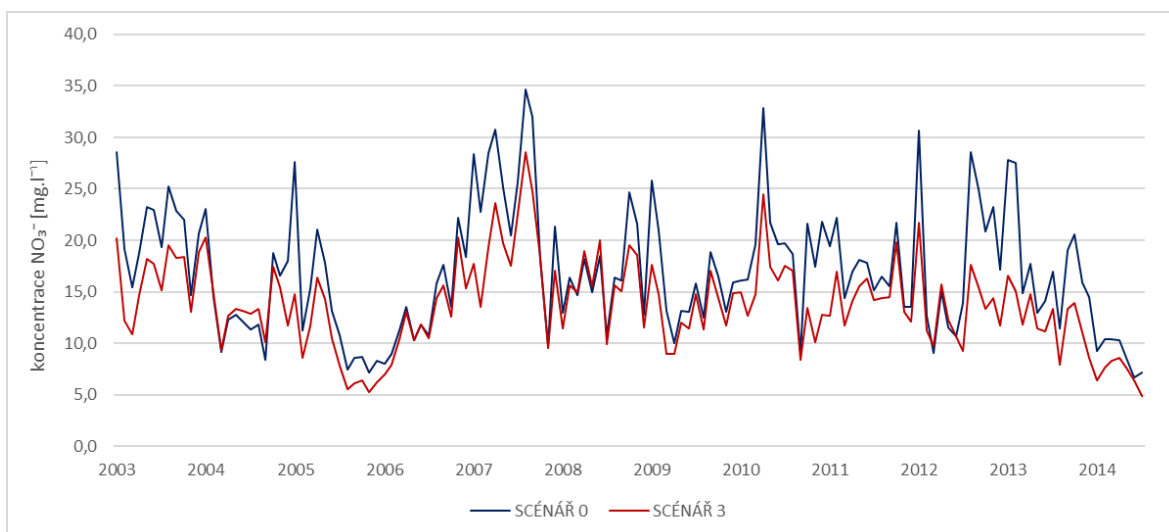
V této variantě byla stejně jako v předchozím scénáři snížena celková plocha orných půd v povodí o 51 %. Toho bylo dosaženo při převedení pozemků orných půd na smíšené lesy v okolí toku do vzdálenosti 250 m. Simulované hodnoty koncentrací  $\text{NO}_3^-$  z modelu zahrnujícího scénář 2 a modelu základního, se stávajícím uspořádáním krajinné struktury, jsou porovnány v grafu 18. V rámci této varianty bylo dosaženo snížení koncentrací dusičnanů o 11 %, což představuje jen nepatrný rozdíl oproti zatravnění daných orných ploch.



**Graf 18:** Porovnání průměrných měsíčních hodnot simulovaných koncentrací  $\text{NO}_3^-$  při scénáři 0 a scénáři 2 v povodí Zbirožského potoka.

- **Scénář 3**

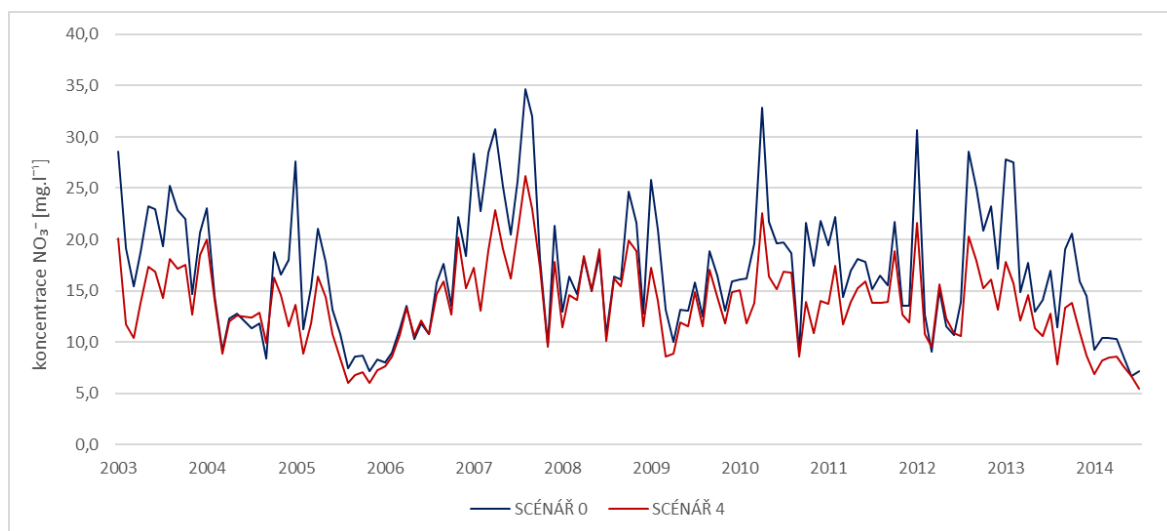
Pro modelování koncentrací dusičnanů v tomto scénáři bylo území využívané jako orná půda převedeno na pastviny, a to do vzdálenosti 500 m v okolí toku. Pozemky orné půdy byly v tomto případě sníženy o 87 % z celkové plochy orné půdy v povodí. V následujícím grafu 19 můžeme vidět snížení koncentrací dusičnanů, které dosáhlo v průměru 18 %. Přeměna orných ploch v rozloze do 500 m od toku neměla tak velkou účinnost na snížení koncentrací  $\text{NO}_3^-$  v toku jako u ostatních potoků. To lze připisovat zvýšenému lesnímu pokryvu v povodí, a s tím souvisejícím menším vlivem plošných zdrojů na znečištění vodních toků.



**Graf 19:** Porovnání průměrných měsíčních hodnot simulovaných koncentrací  $\text{NO}_3^-$  při scénáři 0 a scénáři 3 v povodí Zbirožského potoka.

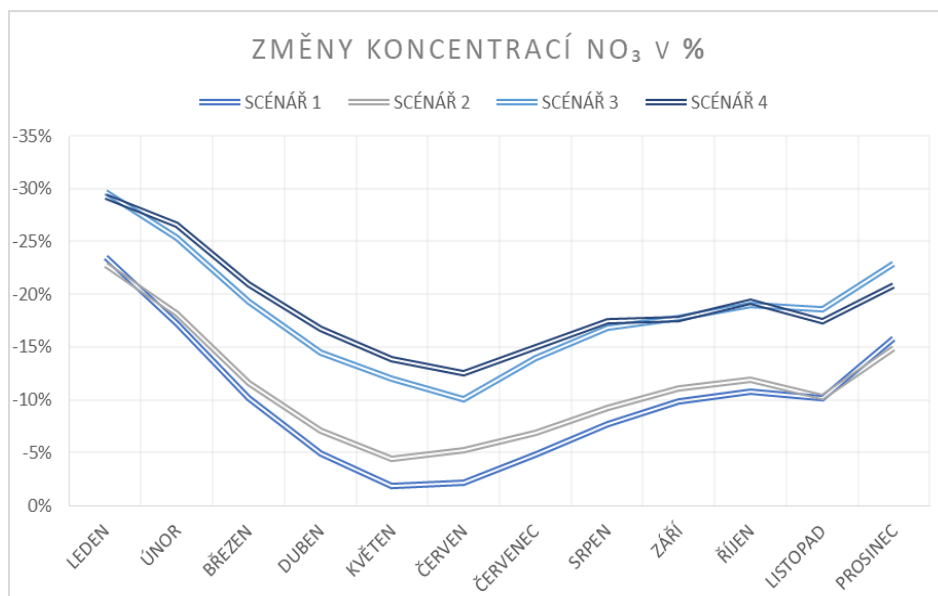
- **Scénář 4**

V grafu 20 můžeme vidět porovnání simulovaných hodnot koncentrací dusičnanů při stávajícím uspořádání krajinné struktury (scénáři 0) a při zalesnění orných ploch v povodí vzdálených maximálně 500 m od toku. Koncentrace dusičnanů se snížily v průměru o 19 %, tedy pouze s 1 % rozdílem oproti variantě 3.



**Graf 20:** Porovnání průměrných měsíčních hodnot simulovaných koncentrací  $\text{NO}_3$  při scénáři 0 a scénáři 4 v povodí Zbirožského potoka.

Z grafu je patrné že k nejúčinnějším redukcím  $\text{NO}_3$  docházelo v zimních měsících, kdy dosahovaly koncentrace  $\text{NO}_3$  svého maxima. To nám může potvrdit také graf 21, ve kterém jsou zahrnuty procentuální změny v koncentracích  $\text{NO}_3$  v průběhu roku, a to pro všechny scénáře uspořádání krajinné struktury v povodí Zbirožského potoka. Největší účinnost snížení dusičnanového znečištění je stejně jako u Tyterského potoka pozorována v lednu. S postupujícími měsíci se snižuje v případě scénáře 1 a 2 až do května, kdy začne opět pomalu narůstat. V případě scénáře 3 a 4 dochází k nejmenší účinnosti těchto opatření v červnu.



**Graf 21:** Měsíční hodnoty procentuálních změn koncentrací NO<sub>3</sub> ve Zbirožském potoce s použitím různých scénářů uspořádání krajinné struktury.

## 5. DISKUZE

Za účelem hodnocení krajinné struktury na znečištění povrchových vod v CHKO Křivoklátsko byly nejprve vytvořeny modely pro tři vybraná povodí. Tvorba modelů pro povodí Tyterského, Zbirožského a Rakovnického potoka probíhala v prostředí programu ArcSWAT dle ověřených postupů, které ve svých studiích uvádí Moriasi et al. (2015), Arnold et al. (2012) a SWAT (2012).

Aby tyto modely vykazovaly dobrou shodu simulovaných dat s daty měřenými, musela být provedena jejich kalibrace. Nejprve byly kalibrovány parametry ovlivňující hydrologický cyklus za účelem dostatečně účinné simulace průtoků. Jak uvádí Jarvie et al. (2008) nebo Butturini et al. (2006), právě změny průtoků významně ovlivňují změny koncentrací dusičnanových aniontů v povrchových vodách. Nastavení parametrů ovlivňujících hydrologii modelu je tedy pro modelování znečištění povrchových vod zásadní (Cibin et al., 2010). Kalibrace průtoků v měsíčním kroku byla prováděna v programu SWAT-CUP dle postupů uvedených v příslušné literatuře (ASABE, 2017; Abbaspour, 2015).

Výsledky simulací průtoků odečtené z grafů ukazují v kalibrační periodě 2003-2006 poměrně dobrou shodu simulovaných dat s daty pozorovanými. Je však pozorovatelné, že model průtoky v případě povodí Tyterského potoka nadhodnocoval. To lze připsat malé rozloze povodí, která dle Boorman (2003) nebo Muleta a Nicklow (2005) vede k nepřesnostem v modelování průtoků. Naopak v modelu Rakovnického potoka došlo k podhodnocení významných srážkoodtokových událostí. Tyto odchylky se projevíly ve statistickém hodnocení Tyterského a Rakovnického potoka, které bylo dle Nash-sutcliffeova koeficientu a koeficientu determinace považováno za neuspokojivé, zatímco průtoky ve Zbirožském potoce byly hodnoceny kladně.

Ve validačním období 2007-2010 nevykazovaly dostatečnou shodu simulovaných a měřených dat všechny tři modely. Na základě hodnocení procentuální systematické odchylky však byly simulace průtoků hodnoceny kladně a v případě Zbirožského a Rakovnického potoka bylo hodnocení velmi dobré jak v kalibrační, tak i validační periodě.

Po dosažení maximálních možných shod simulovaných průtoků s průtoky pozorovanými byla provedena kalibrace a validace modelu pro simulace dusičnanů. Simulace v kalibrační a validační periodě vykazovaly horší shodu měřených hodnot s hodnotami simulovanými než v případě průtoků. Na základě hodnot procentuální systematické odchylky byly dle Moriasi et al. (2015) považovány simulace dusičnanů ve všech povodích za uspokojivé.



Hodnota Nash-sutcliffeova koeficientu však byla ve všech modelech záporná. Některé neuspokojivé výsledky kalibrace a validace modelů jsou také uvedeny ve studii Abbaspour (2015). Nízkou hodnotu NS zde autoři připisují nedostatečnému množství měřených dat a informací ohledně managementu daných povodí. V diplomové práci nebylo možné dosáhnout dostatečné shody mezi simulovanými a měřenými daty pravděpodobně z toho důvodu, že byl model kalibrován pouze manuálně. Automatická kalibrace nemohla být provedena z důvodu nedostatečného množství měřených dat dusičnanů. Program SWAT-CUP umožňující automatickou kalibraci byl vyvinut pro eliminaci nevýhody modelu SWAT. Ta spočívá v nutnosti manuálního nastavování velkého množství parametrů, což komplikuje kalibraci i validaci modelu (Arnold et al., 2012). Manuální kalibraci v programu SWAT proto nemůže být dosaženo tak velké shody simulovaných hodnot s hodnotami měřenými jako v případě kalibrace automatické nástrojem SWAT-CAP.

Model SWAT je velmi náročný a citlivý na vstupní data a jak již bylo řečeno, důležitým faktorem snižujícím přesnost modelu byl především nedostatek měřených dat. Pro statisticky dobrou shodu simulovaných hodnot s hodnotami měřenými je důležité měření empirických dat v pravidelných a častých intervalech, byť i v kratším časovém úseku. Toto tvrzení také potvrzuje Cíbin et al. (2010), který považuje kvalitu a množství měřených dat za nejdůležitější předpoklad správné funkce modelu. Rovněž zmiňuje zanášení nejistot do modelu v podobě nedostatečných informací o využití půdy, které jsou v modelu zahrnuty v podobě mapového podkladu pouze za jeden rok. Jak uvádí Chaubey et al. (2005), mapové podklady použité při tvorbě modelu mohou mít také nedostatečné rozlišení, které se následně projeví v nepřesnosti modelování.

Pro lepší shodu simulovaných hodnot s měřenými by také bylo třeba provést podrobný průzkum prostředí. Dle Abbaspour (2013) je právě neznalost procesů probíhajících v povodí významnou nejistotou zanášenou do modelu. V tomto případě se jedná například o management farem či zemědělské praktiky, které ovlivňují kvalitu povrchových vod (Silgram et al., 2009). Ullrich a Volk (2010) také zmiňují, že nejistoty mohou být způsobeny nepřesným měřením chemismu vody či meteorologických dat.

Dalším faktorem ovlivňujícím výsledné simulace modelu je nedostatečná kalibrace (Bosch et al., 2004), pomocí které lze redukovat nejistoty parametrů, a tím i nejistoty výsledků (Cíbin et al., 2010). Jak poznamenal Gassman et al. (2007), každý proces v modelu je zjednodušením reality a může tak být neustále zlepšován.

Požadavky na kvalitu modelu se v průběhu času poměrně rychle zvyšují. Například Moriasi et al. (2007) ve své práci uvádí obecné tvrzení, že model vykazující NS v rozmezí 0-1 lze považovat za akceptovatelný, zatímco ve své další studii Moriasi et al. (2015) již hodnocení modelů zpřesňuje a rozděluje dle jednotlivých kategorií. Za uspokojivý model je zde považován ten, jehož simulace průtoků v měsíčním kroku splňují  $NS > 0,5$ ,  $PBIAS \leq 15$  a  $R^2 > 0,6$ . Zatímco pro simulace dusičnanů v denním kroku by měl model splňovat  $NS > 0,25$  a  $PBIAS \leq 30$ . Jak uvádí Engel et al. (2007), kritéria, dle kterých je posuzována správnost modelu, jsou vždy vázána na zamýšlené použití modelu a lze je tedy na základě cílů modelování upravovat. Vzhledem k tomu, že cílem této diplomové práce nebyl přesný odhad dusičnanů v toku, ale vyhodnocení vlivů krajinné struktury na znečištění povrchových vod pomocí různých scénářů land use, mohou být tyto modely považovány za přijatelné pro následné posouzení změn využití plochy.

Modely zahrnující různé scénáře land use byly vytvářeny pomocí nových mapových podkladů, které byly zhotoveny v programu ArcMap. Scénáře uspořádání krajinné struktury představovaly změny ve využití půdy pouze v okolí toku do vzdálenosti 250 a 500 metrů. Zatímco jiné studie, například Rajib et al. (2016) nebo Moravcová (2011), hodnotily vlivy změn land use na kvalitu povrchových vod v rámci celého povodí s využitím procentuální přeměny využití ploch bez bližší lokalizace v programu ArcSWAT.

Jak bylo předpokládáno, velikost změn koncentrací dusičnanů byla závislá hlavně na velikosti dané plochy, na které byla orná půda redukována. K větším změnám tedy docházelo při redukci orné půdy na ploše rozléhající se v okolí toku do vzdálenosti 500 m (scénář 3 a scénář 4). Klesající trend koncentrací dusičnanových aniontů v povrchové vodě společně se snižováním orné půdy v povodí byl popsán také ve studii Rajib et al. (2016), kde byly v závislosti na třech různých scénářích uspořádání krajinné struktury pozorovány změny koncentrací dusičnanů v Severní Dakotě.

Dalším kritériem byla přeměna orné plochy na pastviny nebo na smíšené lesy, přičemž v obou velikostních variantách docházelo k větší redukci dusičnanových aniontů v rámci zalesnění daného území. To je podle Hashemi (2016) způsobeno zvýšenou infiltrační schopností lesní půdy, která brání nadměrnému odnosu dusičnanů do povrchových toků. V porovnání se zatravněním pro využití pozemku jako pastviny je navíc v lesním pokryvu absence dusíku, který pochází z exkrementů hospodářských zvířat vyskytujících se na pastvinách. Snižování koncentrací dusičnanů v závislosti na vyšším zastoupení zalesněných ploch v jednotlivých subpovodích potvrzuje studie Lam et al. (2010). V této

studii je uveden i opačný trend, kde se množství dusičnanů v povrchových vodách zvyšuje s rostoucí plochou orných půd.

Pozitivní vliv na snižování dusičnanového znečištění v rámci přeměny orných půd na pastviny byl prokázán ve všech tocích. Snížení koncentrací dusičnanů se oproti zalesnění daného území lišilo pouze o jednotky procent. Redukce dusičnanů na základě změny využití orné půdy na pastviny dokládají také Yang et al. (2014) nebo Ng et al. (2010). Poukázali však, že záleží na využití pastvin včetně zemědělského managementu. Za účelem snížení koncentrací dusičnanů by tedy měla být pastvina využívána extenzivně, což bylo v jednotlivých scénářích zahrnutých do modelů této diplomové práce dodrženo. Jha et al. (2010) ve své práci poukázal na snížení koncentrace dusičnanů v povodí až o 48 % při zatravnění obhospodařovaných pozemků. Pozitivní vliv zatravnění byl uveden také v práci Saleh et al. (2000), kde byly simulovány koncentrace dusičnanů o 33 % nižší při zatravnění orných ploch, kde byla pěstována kukuřice.

Jako nejúčinnější opatření pro snížení koncentrací dusičnanů u všech zájmových toků se dle očekávání osvědčil scénář 4, tedy převedení orných půd na smíšené lesy v okolí toku do vzdálenosti 500 m, a to v průměru až o 56 %. Výjimkou byl Tyterský potok, kde došlo k průměrně vyšší redukci koncentrací dusičnanů při zatravnění dané plochy, avšak průměrně pouze o 1 %. Model však vykazoval o mnoho účinnější redukci dusičnanů v epizodách s nejvyššími píky v koncentracích dusičnanů ve stávajícím modelu, a proto lze zalesnění dané plochy v Tyterském potoce považovat za velmi úspěšné.

Skutečnost, že ze zalesněné krajiny dochází k menšímu odnosu dusičnanů než ze zemědělských ploch, byla potvrzena také v rámci projektu EUROHARP. V této studii jsou graficky vyobrazeny výrazné změny v koncentracích dusičnanů, které nastaly při zalesnění 20 % zemědělského území za současného snížení aplikace minerálních hnojiv o 20 %.

Největší účinnost přeměny orných půd na pastviny a lesy za účelem snížení koncentrací dusičnanů v toku byla prokázána v povodí Tyterského potoka. V tomto území převládají pozemky využívané jako orná půda, jejichž zastoupení je vyšší než 58 % z celkové plochy povodí. Vysoká účinnost tohoto opatření je také podložena tím, že při převedení orných půd na pastviny a na smíšené lesy došlo k redukci celkové orné půdy v povodí o 37 % ve scénáři 1 a 2, resp. o 71 % ve scénáři 3 a 4. Zároveň se v povodí Tyterského potoka nenachází žádné významné bodové zdroje. Leží zde pouze 6 menších obcí, a znečištění z plošných zdrojů tak představuje zásadní vliv na kvalitu povrchových vod.

V povodí Rakovnického a Zbirožského potoka sice došlo k větší redukci orné půdy, a to o 53 %, resp. 82 % orných půd v povodí Rakovnického potoka a 51 % resp. 87 % orných půd v povodí Zbirožského potoka, ale účinnost alternativních scénářů uspořádání krajinné struktury zde nebyla tak velká. To lze připisovat vlivu bodových zdrojů, který je v Rakovnickém a Zbirožském potoce významnější než v potoce Tyterském. Snížením plošných zdrojů tedy nedošlo k tak velké redukci dusičnanového znečištění, protože model zde stále zahrnoval znečišťování povrchových vod bodovými zdroji, a to převážně ve městě Rakovník a Zbirohu.

K nejzásadnějšímu snížení koncentrací dusičnanů v rámci jednotlivých scénářů docházelo v Tyterském a Zbirožském potoce v lednu, kdy dosahovaly simulované koncentrace dusičnanů svého maxima. To je podle Chapman (2007) a Langhammer (2002) způsobeno tím, že v zimním období nejsou dusičnany spotřebovávány vegetací a dochází tak k jejich zvýšenému odnosu do povrchových vod.

Redukce zemědělské půdy včetně snížení aplikace hnojiv pak množství dusičnanů vyplavovaných do povrchových vod snižuje. V povodí Rakovnického potoka byla neúčinnější redukce koncentrací dusičnanů pozorována až v březnu, a to i přestože jsou nejvyšší hodnoty koncentrací dusičnanů simulovány v lednu. To může být způsobeno tím, že ve značné části povodí Rakovnického potoka, ležící mimo CHKO Křivoklátsko, byl do modelu zanesen osevní plán doporučený pro řepářskou výrobní oblast. V rámci tohoto osevního postupu probíhalo hnojení řepky ozimé z velké části právě v březnu. A jak uvádí Šimek (2003), přebytečné hnojení může mít za následek vyplavování dusíku do povrchových vod v řádu desítek kilogramů na hektar. Zvýšené vyplavování dusíku na jaře v zemědělsky intenzivně využívaném povodí ve své studii potvrzuje také Poor McDonnell (2007).

Výsledky této práce potvrzují významný vliv krajinné struktury na koncentraci dusičnanů v povrchových vodách. Simulované koncentrace dusičnanů v povodí Tyterského, Rakovnického a Zbirožského ukazují, že převedením orných půd na pastviny nebo na lesy v okolí toků by bylo možné docílit zlepšení jakosti povrchových vod v zájmovém území.

## 6. ZÁVĚR

Cílem této diplomové práce bylo vyhodnotit vliv krajinné struktury na znečištění povrchových vod v CHKO Křivoklátsko a jeho přilehlých oblastech. Za tímto účelem byly v programu ArcSWAT v prostředí ArcGIS vytvořeny modely pro povodí Tyterského, Rakovnického a Zbirožského potoka s jejichž pomocí byly simulovány koncentrace dusičnanů. Pro zpřesnění simulovaných výstupů by bylo zapotřebí získat pravidelně měřená data koncentrací dusičnanů v povrchových vodách a přesnější informace o managementu v jednotlivých povodích.

Modely byly vytvořeny s pěti různými scénáři uspořádání krajinné struktury, které zahrnovaly změnu pozemků orné půdy na pastviny a na smíšené lesy v okolí toku do vzdálenosti 250 m a 500 m. Výstupy z modelů ukazují značný vliv plošných zdrojů na znečištění povrchových vod v CHKO Křivoklátsko. Simulace koncentrací dusičnanů potvrdily, že redukce orných ploch a jejich převedení na lesy a pastviny by umožnila dosáhnout lepší kvality povrchových vod v zájmovém území.

## Seznam literatury

- ABBASPOUR, K.C.: SWAT-CUP: SWAT calibration and uncertainty programs-A User manual. Eawag: Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology, Duebendorf, 2015. 103 s.
- AKHAVAN, S., KOUPI-ABEDI, J., MOUSAVI S., AFYUNI, M., ESLAMIAN, S., ABBASPOUR K.C. Application of SWAT model to investigate nitrate leaching in Hamadan-Bahar watershed, Iran. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 139, 2010. 675–688.
- AMERICAN SOCIETY OF AGRICULTURAL AND BIOLOGICAL ENGINEERS (ASABE). Guidelines for Calibrating, Validating, and Evaluating Hydrologic and Water Quality (H/WQ) Models; ASABE 621 JUN2017; ASABE: St. Joseph, MI, USA, 2017.
- ANTROP, M. Landscapes at risk: about change in the European landscapes. In: Dostál, P. (ed.): Evolution of geographical systems and risk processes in the global context. Charles University, Prague, 2008. 57-79.
- ARNOLD J.G., MORIASI, D.N., GASSMAN, P.W., ABBASPOUR, K.C., WHITE, M.J., SRINIVASAN, R., SANTHI, C., HARMEL, R.D., VAN GRIENSVEN, A., VAN LIEW, M.W., KANNAN, N., JHA, M.K. SWAT: Model use, calibration, and validation. *Transaction of the Asabe* 55 (4), 2012. 1491-1508.
- ARNOLD, J. G., ALLEN, P. M. A comprehensive surface-ground water flow model. *Journal of Hydrology* 142, 1993. 47-69.
- ARNOLD, J., DI LUZIO, M., SRINIVASAN, R., WINCHELL, M. ArsSWAT Interface for SWAT2012. Blackland Research Center, Texas agricultural Experiment Station, Texas, 2007. 436 s.
- ARNOLD, J.G., SRINIVASAN, R., MUTTIAH, R.S, WILLIAMS, J.R. Large area hydrologic modeling and assessment part I: Model development. *Journal of the American Waterresources Association* 34 (1), 1998. 1-206.

- BEDRNA, Z., MIKLÓS, L., IZAKOVIČOVÁ, Z. Analýza a čiastkové syntézy zložiek krajinej štruktúry. Slov. techn. knižnica, Bratislava, 1992. 95 s. ISBN 8085165392.
- BOORMAN, D.B. Climate, hydrochemistry and economics of surface-water systems (CHESS): Adding a European dimension to the catchment modelling experience developed under LOIS. *The Science of the Total Environment*, 2003. 314-316 (3), 411-437.
- BORAH, D. K., BERA, M. Watershed-scale hydrologic and nonpoint-source pollution models: Review of mathematical bases. *Transactions of the ASAE* 46, 2003. 1553-1566.
- BOSCH, D. D., SHERIDAN J. M., BATTEN H. L., ARNOLD J. G. Evaluation of the SWAT model on a coastal plain agricultural watershed. *Trans, ASAE*, 2004. 1493-1506.
- BOSSARD, M., FERANCE J., OTAHEL, J.: CORINE land cover technical guide – Addendum 2000. European Environmental Agency, Copenhagen, 2000. 105 s.
- BUCK, O., NIYOGI, D. K., TOWNSEND, C. R. Scale-dependence of land use effects on water quality of streams in agricultural catchments. *Environmental Pollution* 130, 2004. 287-299.
- BUTTURINI, A., GALLART, F., LATRON J., VAZQUEZ, E., SABATER F. Cross-site comparison of variability of DOC and nitrate c-q hysteresis during autumn – winter period in three Mediterranean headwater streams: a synthetic approach. *Biogeochemistry* 77, 2006. 327-349.
- CARPENTER, S. R., CARACO, N. F., CORRELL, D. L., HOWARTH, R. W., SHARPLEY, A. N., SMITH, V. H. Non point pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications* 8, 1998. 559-568.
- CIBIN, R., SUDHEER, K., CHAUBEY, I. Sensitivity and identifiability of stream flow generation parameters of the SWAT model. *Hydrological Processes* 24 (9), 2010. 1133-1148.
- CUTTLE, S. P., SCHOLEFIELD, D. Management options to limit nitrate leaching from grassland. *Journal of Contaminant Hydrology* 20, 1995. 299-312.

- DAŇHELKA, J., KREJČÍ, J., ŠÁLEK, M., ŠERCL, P., ZEŽULÁK, J. Posouzení vhodnosti aplikace srážko-odtokových modelů s ohledem na simulaci povodňových stavů pro lokality na území ČR. ČZU Praha, 2003. 196 s.
- DI LUZIO, M., SRINIVASAN, R., ARNOLD, J. G. Integration of watershed tools and SWAT model into BASINS. J. Amer. Water Resour. Assoc, 38(4), 2002. 1127-1141.
- DIEZ, J. A., CABALLERO, R., ROMAN, R., TARQUIS, A., CARTAGENA, M. C., VALLEJO, A. Integrated fertilizer and irrigation management to reduce nitrate leaching in central Spain. Journal of Environmental Quality 29, 2000. 1539–1547.
- DiLUZIO, M., ARNOLD, J. G., SRINIVASAN, R. Effect of GIS data quality on small watershed stream flow and sediment simulations. Hydrological Processes 19, 2005. 629-650.
- DONNER, S. D., KUCHARIK, C. J., FOLEY, J. A. Impact of changing land use practices on nitrate export by the Mississippi River. Global Biogeochemistry Cycles 18, 2004. 1-21.
- DOSTÁL, T. Erozní a transportní procesy v povodí: disertační práce. ČVUT Praha, 1998. 148 s.
- ENGEL, B., STORM, D., WHITE, M., ARNOLD, J., ARABI, M. A hydrologic/water quality model application protocol. J. American Water Resour. Assoc, 2007. 1223-1236.
- ENGSTROM, D. R., FRITZ, S. C., ALMENDINGER, J. E., JUGGINS, S. Chemical and biological trends during evolution in recently deglaciated terrain. Nature 408, 2000. 161-166.
- EUROHARP: NL-CAT application to six European catchments. Alterra-rapport 1205, 2009. 275 s. ISSN 1566-7197.
- FERRANT, S., OEHLE, F., DURAND, P., LAURENT, R., SALMON-MONVIOLA, J., JUSTES, E., DUGAST, P., PROBST, A., PROBST, J., SANCHEZ-PEREZ, J.M. Understanding nitrogen transfer dynamics in a small agricultural catchment: Comparison of a distributed (TNT2) and a semi distributed (SWAT) modeling approaches. Journal of Hydrology 406, 2011. 1-15.



- FISHER, J., LINDENMAYER, D. B. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography*, (Global Ecol. Biogeogr.) 16, 2007. 265–280
- FORMAN, R. T. T. *Mosaico Territorial Para la Region de Barcelona*. Barcelona: Barcelona Regional, 2004. 155 s. ISBN 978-84-252-1971-9
- FORMAN, R. T. T., GODRON, M. *Krajinná ekologie*. 1. vyd. Praha: Academia, 1993. 583 s. ISBN 80-200-0464-5.
- GASSMAN, P.W., A. SADEGHI, and R. SRINIVASAN. Applications of the SWAT Model Special Section: Overview and Insights. *Journal of Environmental Quality* 43(1): 1–8, 2014. Doi:10.2134/jeq2013.11.0466.
- GASSMAN, P.W., REYES, M.R., GREEN, C.H., ARNOLD, J.G. The Soil and Water Assessment Tool: Historical development, applications, and future research directions. *Transactions of the Asabe* 50 (40), 2007. 1211-1250.
- GRAHAM, A.L. The Code of good agricultural practice for the protection of water with particular reference to farm waste management plans. *Croatian Waters* 3, 1995. 309–312.
- GREENE, R. J. and CRUISE, J. F. Urban Watershed Modelling Using Geographic Information System. *J. Water resources planning and management*, ASCE, 121 (4), 1995. 318-325.
- HASHEMI, F., OLESEN, J. E., DALGAARD, T., BORGESSEN, D. CH. Review of scenario analyses to reduce agricultural nitrogen and phosphorus loading to the aquatic environment. *Science of the Total Environment* 573, 2016. 608–626.
- HEATHWAITE, A. L., JOHNES, P. J. The contribution of nitrogen species and phosphorus fractions to stream water quality in agricultural catchments. *Hydrological Processes* 10, 1996. 971-983.
- HENDL, J. *Přehled statistických metod zpracování dat*. Praha: Portál. 583 s, 2004. ISBN 80-7178-820-1.

- HLADÍK, J. Pozemkové úpravy a krajina. Tvář naší krajiny – krajina domova. Sborník příspěvků ke konferenci konané ve dnech 8. – 11. října 2002 v Praze. Lomnice nad Popelkou, 2002. ISBN 80-86512-35-5.
- HOUSE, W. A., WARWICK, M. S. Hysteresis of the solute concentration/discharge relationship in rivers during storms. *Water Research* 32, 1998. 2279-2290.
- HOWARTH, R. W., BOYER, E. W., PABICH, W. J., GALLOWAY, J. N. Nitrogen use in the United States from 1961 to 2000 and potential future trends. *Ambio* 31, 2002. 88-96.
- CHAPMAN, D. Water Quality Assessments – A guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring - Second Edition. F & FN Spon, London, 2007. 651 s. ISBN 0-419-21600-6.
- CHAUBEY, I., COTTER, A.S., COSTELLO, T.A., SOERENS, T.S. Effect of DEM data resolution on SWAT output uncertainty. *Hydrological Processes* 19, 2005. 621-628.
- CHRISTOPHER, S. F., MITCHELL, M. J., McHALE, M. R., BOYER, E. W., BURNS, D. A., KENDALL, C. Factors controlling nitrogen release from two forested catchments with contrasting hydrochemical responses. *Hydrological Processes* 22, 2008. 46-62.
- JARKOVSKÝ, J., DUŠEK, L., HŘEBÍČEK, J., RÁČEK, J., BRABEC, P., HODOVSKÝ J. Komplexní systém hodnocení ekologického stavu povrchových vod-projekt ARROW. Informatika pro životní prostředí, mezinárodní konference Envirinfo 2005. *Planeta* 12, 2005. 39-43.
- JARVIE, H. P., WITHERS, P. J. A., HODGKINSON, R., BATES, A., NEAL, M., WICKHAM, H. D., HARMAN, S. A., ARMSTRONG, L. Influence of rural land use on streamwater nutrients and their ecological significance. *Journal of Hydrology* 350, 2008. 166-186.
- JELEČEK, L.: Historical development of society and LUCC in Czechia 1800–2000: major societal driving forces of land use changes. In Bičík, I. et al (eds.): Land use / Land

- cover changes in the period of globalization: The IGU-LUCC International conference-Proceedings. PřF UK, Praha, 2002. 44–57.
- JENÍČEK, M. Modelování srážko-odtokových procesů na malých a středně velkých povodích. Povodně a změny v krajině. PřF UK, Praha, 2009. 101-109.
- JENÍČEK, M., NONDEK, L., NESMĚRÁK I., KOBLÍŽKOVÁ E.: Aplikace matematických modelů v oblasti ochrany vody a vodního hospodářství. In: Aplikace modelů v oblasti životního prostředí, CENIA, Praha, 2011. 276 s.
- JHA, M.K., SCHILLING, K.E., GASSMAN, P.W., WOLTER, C.F. Targeting land-use change for nitrate-nitrogen load reductions in an agricultural watershed. *Journal of Soil and Water Conservation* 65 (6), 2010. 342-352.
- JOHANNESSEN, M., HENRIKSON, A. Chemistry of snow meltwater: changes in concentration during melting. *Water Resources Research* 14, 1978. 615–619
- JUST, T. Revitalizace vodního prostředí. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, 2003. 144 s. ISBN 80-86064-72-7.
- KADLEC, J. Modelování erozních procesů v povodí Blšanky: diplomová práce. Univerzita Karlova, Praha, 2007. 93 s.
- KALCIC, M.M., CAUBEY, I., FRANKERBERGER J. Defining Soil and Water Assessment Tool (SWAT) hydrologic response units (HRUs) by field boundaries. *Int J Agric & Biol Eng*, 2015. 69–80.
- KLIMEŠ, F., KOLÁŘ, L., KVĚT, J., OPITZ VON BOBERFELD, W., LASER, H. Methodological aspects in the study of species richness, diversity and homotony of grass cover. *Plant, Soil and Environment* 53, 2007 33–41.
- KLÍR, J., KOZLOVSKÁ, L., HABERLE, J., MUHLBACHOVÁ, G. Metodický návod pro hospodaření ve zranitelných oblastech. Výzkumný ústav rostlinné výroby, v.v.i., Praha, 2016. ISBN 978-80-7427-217-2
- KOLBEK, J., VÍTKOVÁ M.: Dlouhodobé sledování změn lesních a lučních společenstev v Chráněné krajinné oblasti a Biosférické rezervaci Křivoklátsko. Botanický ústav AV ČR a Správa CHKO ČR, 1999, 100 s.

- KOMÁRKOVÁ, L. Modelování znečištění povrchových vod v povodí Rakovnického potoka s využitím GIS: diplomová práce, Univerzita Karlova, Praha, 2013, 63 s.
- KOREČEK, T., MUTINSKÝ, J. Jak stavět v CHKO Křivoklátsko: aneb jak žít a nechat žít krajinu. Zbečno: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR – správa CHKO Křivoklátsko, 2009.
- KOVÁŘ, P. Ekosystémová a krajinná ekologie. 1. vyd. Praha: Karolinum, 2008, 89 s. ISBN 978-80-246-1507-3.
- KOVÁŘ, P. Využití hydrologických modelů pro určování maximálních průtoků na malých povodích. ČZU, Praha, 2000 136 s.
- KRONVANG, B., BORGVANG, S.A., BARKVED, L.J. Towards European harmonised procedures for quantification of nutrient losses from diffuse sources – the EUROHARP project. *Journal of Environmental Monitoring* 11, 2009. 503-505.
- KVÍTEK, T. Identifikace potenciálních zdrojových lokalit plošného zemědělského znečištění – standardizovaný podklad pro projektování komplexních pozemkových úprav. Praha: Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, 2008. 34 s. ISBN 978-80-904027-3-7.
- KVÍTEK, T., DOLEŽAL, F. Vodní a živinný režim povodí Kopaninského toku na Českomoravské vrchovině. *Acta Hydrologica Slovaca* 4, 2003 255–264.
- KVÍTEK, T., KRÁTKÝ, M. Retence a jakost vody. In: Kosour, D. et al. Vodní nádrže 2017. Brno: Povodí Moravy, s.p., 2017. 135-155. ISBN 978-80-905368-5-2.
- LAM, Q.D., SCHMALZ, N., FOHRER, N. Modelling point and diffuse source pollution of nitrate in a rural lowland catchment using the SWAT model. *Agricultural Water Management* 97, 2010. 317-325.
- LANGHAMMER, J., KLIMENT, Z., STEHLÍK, J. Modelování zátěže z plošných zdrojů znečištění. PřF UK Praha, 2003. 44 s.
- LANGHAMMER, L. Kvalita povrchových vod a jejich ochrana. Výukový materiál. Univerzita Karlova, Praha, 2002.

- LAURENT, F., RUELLAND, D. Assessing impacts of alternative land use and agricultural practices on nitrate pollution at the catchment scale. *Journal of Hydrology* 409 (1-2), 2011. 440-450.
- LIPSKÝ, Z. Kam se ubírá česká krajina? *Geografia Cassoviensis IV*, Univerzita Pavla Jozefa Šafárika v Košiciach, č. 2, 2010. 77-83. ISBN 1337-6748.
- LIPSKÝ, Z. Krajinná ekologie pro studenty geografických oborů. Dotisk. 1. vyd. Praha: Karolinum, 1999. 129 s. ISBN 80-7184-545-0.
- LIPSKÝ, Z. Landscape changes. *Park-zahrada-krajina*, 15, č. 4, 2005, 2-5.
- LIPSKÝ, Z. Sledování historického vývoje krajinné struktury s využitím starých map. In: Němec, J. (ed.): *Krajina 2002. Od poznání k integraci*. MŽP ČR, Praha, 2002. 44-48. ISBN 80-7212-225-8
- LIPSKÝ, Z. Sledování změn v kulturní krajině. Praha: Vyd. ČZU Praha v nakladatelství Lesnická práce, s.r.o. 71 s, 2000. ISBN 80-213-0643-2
- LÖW, J., MÍCHAL, I. Krajinný ráz. 1. vyd., Lesnická práce, Kostelec nad Černými lesy, 2003. 552 s. ISBN 80-86386-27-9.
- LOŽEK, V. Postavení Křivoklátska v rámci české přírody a krajiny. *Bohemia Centralis* 31, 2011. 9-13.
- LOŽEK, V., KUBÍKOVÁ, J., ŠPRYŇAR P. Střední Čechy. In: Mackovčín, P., Sedláček, M. eds. *Chráněná území ČR, svazek XIII*, Agentura ochrany přírody a krajiny ČR a EkoCentrum Brno, Praha, 2005. 304 s.
- MADĚRA, P., ZIMOVÁ, E. (eds.) Metodické postupy projektování lokálního ÚSES. Ústav lesnické botaniky, dendrologie a typologie LDF MZLU v Brně. Brno, 2005.
- MAGUIRE, J., D., BATTY, M., GOODCHILD, M., F. GIS, Spatial Analysis and Modeling. ESRI Press, California, 2005. 480 str.
- MAKI, A., PORCELLA, D. B., WENDT, R. H. The impact of detergent phosphorus Bans on receiving water quality. *Water Research* 18, 1984. 893–903
- MÍCHAL, I. *Ekologická stabilita*. Veronica, Brno, 1992. 276 s.

- MIKLÓS, L., IZAKOVIČOVÁ, Z. Krajina ako geosystém. Veda, Bratislava, 1997. 153 s. ISBN 80-224-0519-1.
- MONAGHAN, R.M., CAREY, P.L., WILCOCK, R.J., DREWRY, J.J., HOULBROOKE, D.J., QUINN, J.M. THORROLD, B.S. Linkages between land management activities and stream water quality in a border dyke-irrigated pastoral catchment. *Agric. Ecosyst. Environ*, 2009. 201-211.
- MORAVCOVÁ, J. Vliv krajinných struktur na vybrané ukazatele jakosti vody při zvýšených průtocích jako podklad pro projekci KPÚ, JČU, České Budějovice, 2011. 146 s.
- MORIASI, D.N., ARNOLD, J.G., VAN LIEW, M.W., BINGNER, R.L., HARMEI, R.D., VEITH, T.L. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. *Transactions of the Asabe* 50, 2007. 885-900.
- MORIASI, D.N., GITAU, M.W., PAI, N., DAGGUPATI, P. Hydrologic and water quality models: Performance measures and evaluation criteria. *Transactions of the ASABE*, 2015. 1763-1785.
- MULETA, M. K., NICKLOW, J. W. Sensitivity and uncertainty analysis coupled with automatic calibration for a distributed watershed model. *J. Hydrol*, 2005. 127-145.
- NASH, J. E., SUTCLIFFE, J. V. River flow forecasting through conceptual models part I. – A discussion on principles. *Journal of Hydrology* 10, 1970. 282-290.
- NEITSCH, S. L., ARNOLD, J. G., KINIRY, J. R., WILLIAMS, J. R. Soil and Water Assessment Tool – Theoretical Documentation, Version 2005. Texas, USA, 2005.
- NEITSCH, S. L., ARNOLD, J. G., WILLIAMS, J. R. Overview of Soil and Water Assessment Tool (SWAT) Model. In: Arnold, J. (Ed.). 2009. Soil and Water Assessment Tool (SWAT) Global Applications. World Association of Soil and Water Conservation. Special Publication No. 4, 2009. 413 s.
- NG, T.L., EHEART, J.W., CAI, X., MIGUEZ, F. Modeling miscanthus in the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) to simulate its water quality effects as a bioenergy crop. *Environ. Sci. Technol.* 44, 2010. 7138–7144.

- NISSINEN, A., HARI, P. Effects of nitrogen deposition on tree growth and soil nutrients in boreal Scots pine stands. In: van der Hoek, K.W. et al. (Eds.). Proceedings of the First International Nitrogen Conference. Oxford: Elsevier Science, 1998. ISBN 008 0432018.
- NOVÁK, P., FUČÍK, P., KULHAVÝ, Z., DUFFKOVÁ, R.: Ochrana vod z pohledu klimatických změn. Institut vzdělávání v zemědělství o.p.s., Praha, 2017. 38 s. ISBN 978-80-87262-82-5
- NOVOTNY, V. Water Quality. New Jersey: John Wiley & Sons, 2003. 864 s. ISBN 0-471-39633-8
- NOVOTNY, V., CHESTERS, G. Handbook of nonpoint pollution sources and management. New York: Van Nostrand Reinhold Company, 1981. 555 s. ISBN 0-44222563-6.
- OWENS, L. B., EDWARDS, W. M., KEUREN, R. W. Baseflow and stormflow transport of nutrients from mixed agricultural watersheds. Journal of Environmental Quality, 1991. 407-414.
- PETERS, N. E., BRICKER, O. P., KENNEDY, M. M. (Eds.) Water quality trends and geochemical mass balance. Chichester: John Wiley and Sons, 1997. 420 s. ISBN 978-0-471-97868-8.
- PETROVIČ, F. Vývoj krajiny v oblasti štálového osídlenia Pohronského Inovca a Tribeča. Ústav krajinej ekológie SAV pobočka Nitra, Bratislava, 2005. 209 s. ISBN 80-969272-3-X.
- PITTER, P. Hydrochemie. Praha: Vydavatelství VŠCHT, 2009. 573 s. ISBN 97880-7080-701-9.
- POOR, C. J., McDONNELL, J. J. The effects of land use on stream nitrate dynamics. Journal of Hydrology 332, 2007. 54-68.
- QUERNER, E. P., ZANEN, M. Modelling water quality and quality using SWAT – A case study in the Limpopo River basin, South Africa, Alterra Report, Wageningen, 2013. 73 s.
- QUITT, E. Klimatické oblasti Československa. Academia, Praha, 1971, 73 s.

- RAJIB, A. R., AHIBLAME, L., PAUL, M. Modeling the effects of future land use change on water quality under multiple scenarios: A case study of low-input agriculture with hay/pasture production. *Sustainability of Water Quality and Ecology* 8, USA, 2016. 50–66.
- REFSGAARD J.CH., VAN DER SLUIJS, J.P., HØJBERG, A.L., VANROLLEGHEM, P.A. Uncertainty in the environmental proces: A Framework and guidance. *Environmental modelling and Software* 22, 2007. 1543-1556.
- RYCHNOVSKÁ, M., BALÁTOVÁ-TULAČKOVÁ, E., ÚLEHOVÁ, B., PELIKÁN, J. Ekologie lučních porostů. Academia Praha, 1985. 292 s.
- SALEH, A., ARNOLD, J. G., GASSMAN, P. W., HAUCK, L. M., ROSENTHAL, W.D., WILLIAMS, J. R., MCFARLAND, A. M. S. Application of SWAT for the Upper North Bosque River Watershed. *Transactions of the ASAE*. 43(5), 2000. 1077-1087, ISSN 2151-0059.
- SALZMANN, Z. Three contributions to the study of socialist Czechoslovakia, Department of Anthropology, University of Massachusetts, 1983.
- SANTHI, C., ARNOLD, J.G., WILLIAMS, J.R., HAUCK, L.M., DUGAS, W.A. Application of a watershed model to evaluate management effects on point and nonpoint source pollution. *Transaction of the Asabe* 44 (6), 2001. 1559-1570.
- SEMORÁDOVÁ, E. Ekologie krajiny. 1.vyd. Ústí nad Labem: Universita J. E. Purkyně, 1998. 130 s. ISBN 80-7044-224-7.
- SHANG X., WANG, X., ZHANG, D., WEIDONG, CH., XUECHU, CH., HAINAN, K. An improved SWAT-based computational framework for identifying critical source areas for agricultural pollution at the lake basin scale. *Ecological Modelling* 226, 2012. 1-10.
- SCHILLING, K. E. Chemical transport from paired agricultural and restored prairie watersheds. *Journal of Environmental Quality* 31, 2002. 1184-1193.
- SCHOUMANS, O.F., SILGRAM, M.: Review and literature evaluation of quantification tools for the assessment of nutrient losses at catchment scale. EUROHARP report 1-2003, NIVA, Oslo, 2003. 120 s.



- SILGRAM, M., ANTHONY, S.G., COLLINS, A.L., STROMQVIST, J., BOURAOUI, F., SCHOUmans, O., LO PORTO, A., GROENENDIJK, P., ARHEIMER, B., MIMIKOU, M., JOHNSON, H. Evaluation of diffuse pollution model applications in EUROHARP catchments with limited data. *Journal of Environmental Monitoring* 11, 2009. 554-571.
- SINGH, V. P. Hydrologic systems. Vol. 2. Watershed modeling. Prentice Hall, New Jersey, 1989. 350 s.
- SKLENIČKA, P. Základy krajinného plánování. Naděžda Skleničková, Praha, 2003. 321 s. ISBN 80-903206-1-9.
- SMITH, C. M., WILCOCK, R. J., VANT, W. N., SMITH, D. G., COOPER, A. B. Towards sustainable agriculture: freshwater quality in New Zealand and the influence of agriculture. Wellington: MAF Policy Technical Paper 93/10, 1993.
- SMITH, R. V. Domestic and agricultural contributions to the inputs of phosphorus and nitrogen to Lough Neagh. *Water Research* 11. 1977. 453–459.
- SYLVIA, D. M., FUHRMANN, J. J., HARTEL, P. G., ZUBERER, D. A. Principles and Applications of Soil Microbiology. Englewood Cliffs: Prentice-Hall, 1998. 972 s. ISBN 978-0130941176.
- ŠÁMAL, V. Některé úspěšné revitalizace v Jižních Čechách. *Vodní hospodářství* 3, 2001. 75-76.
- ŠEREŠ, M. Modelování znečištění povrchových vod v CHKO Křivoklátsko s využitím GIS: diplomová práce, Univerzita Karlova, Praha, 2014. 97 s.
- ŠIMEK, M., COOPER, J. E. Biogeochemical cycles of elements. České Budějovice: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, 2004. 64 s. ISBN 80-7040-668-2
- ŠVIHLA, V., ČERNOHOUS, V., ŠACH, F., KACÁLEK, D. Principy zátěže povrchových vod dusičnany z plošných zdrojů. Zemědělec. Vydavatelství Profi press s.r.o. 2017. 12.s. ISSN: 1211-3816
- TONG, S. T. Y., CHEN, W. Modeling the relationship between land use and surface water quality. *Journal of Environmental Management* 66, 2002. 377–393.

- ULLRICH, A., VOLK, M. Influence of different nitrate-N monitoring strategies on load estimation as a base for model calibration and evaluation. *Environmental Monitoring and Assessment* 171, 2010. 513-527.
- VAGSTAD, N., FRENCH, H.K., ANDERSEN, H.E., BEHRENDT, H., GRIZZETTI, B., GROENENDIJK, P., LO PORTO, A., REISSER, H., SIDERIUS, C., STROMQUIST, J., HEJZLAR, J., DEELSTRA, J. Comparative study of model prediction of diffuse nutrient losses in response to changes in agricultural practices. *Journal of environmental monitoring* 11 (3), 2009. 594-601.
- VAN DER MEER, H. G., VAN UUM-VAN LOHUYZEN, M. G. The relationship between inputs and outputs of nitrogen in intensive grassland systems. In: J. C. Ryden (Ed.) *Nitrogen Fluxes in Intensive Grassland Systems*. Springer, Dordrecht, 1986. ISBN: 978-94-009-4394-0
- VAN LIEW, M.W., VEITH, T.L., BOSCH, D.D., ARNOLD, J.G.: Suitability of SWAT for the Conservation Effects Assessment Project: Comparison on USDA Agricultural Research Service Watersheds. USDA Agricultural research service, Lincoln, 2007. 18 s.
- VLČEK, V. (eds.): *Zeměpisný lexikon ČSR – Vodní toky a nádrže*. Academia, Praha, 1984. 315 s.
- WAYLAND, K. G., HYNDMAN, D. T., PIJANOWSKI, D. W., WOODHAMS, S. M., HAACK, S. K. Identifying relationships between baseflow geochemistry and land use with synoptic sampling and r-mode factor analysis. *Journal of Environmental Quality* 32, 2003. 180-190.
- WHEATER, H. S. *Introduction to the GWADI Modelling*. GWADI, London, 2005.
- WILCOCK, R. J., NAGELS, J. W., RODDA, H. J. E., O'CONNOR, M. B., THORROLD, B. S., BARNETT, J. W. Water quality of a lowland stream in a New Zealand dairy farming catchment. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 33, 1999, 683-696.
- WINCHELL, M.R., SRINIVASAN, R., DI LUIZO, M., ARNOLD, J.G.: *ArcSWAT Interface for SWAT2012: User's guide*. Blackland research and extension center, Texas, 2013. 464 s.

- WU, Y., CHEN, J. Investigating the effects of point source and nonpoint source pollution on the water quality of the East River (Dongjiang) in south China. *Ecological indicators* 32, 2013. 294-304.
- YANG, Q., LEON, L.F., BOOTY, W.G., WONG, I.W., MC CRIMMON, C., FONG, P., MICHELIS, P., VANROBAEYS, J., BENOY, G. Land use change impacts on water quality in three Lake Winnipeg watersheds. *J. Environ. Qual.* 43, 2014. 1690–1701.
- ZEHNÁLEK, J., ADAM, V., KIZEK, R. Asimilace dusičnanového, amonného a amidického dusíku u zemědělských plodin. *Chemické Listy*, roč. 100 (referát), 2006. 508-514, ISSN 0009–2770
- ZHANG, P., LIU, Y., PAN, Y., YU, Z. Land use pattern optimization based on CLUE-S and SWAT models for agricultural non-point source pollution. *Mathematical and Computer Modelling* 58, 2013. 588-595.
- ZIEGLER, V. Krásy i naděje české přírody (Národní parky a chráněné krajinné oblasti), 2009. 106 s. ISBN: 978-80-86844-49-7
- ŽIGRAJ, F.: Krajina a jej využívanie. 1. vyd., Univerzita J.E. Purkyně, Brno, 1983. 131 s.

### **Další zdroje:**

- Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky: Plán péče o CHKO Křivoklátsko na období 2017–2016 [online]. AOPK. [cit. 2018-06-20]. Dostupné online na: <<http://krivoklatsko.ochranaprirody.cz/ke-stazeni/>>
- Boháč J. Biodiversita Křivoklátska [online]. 2003 [cit. 2018-05-18]. Dostupné online na: <<https://www.infodatasys.cz/vav2003/krivoklat/biodiversita-krivoklat.pdf>>.
- Český hydrometeorologický ústav: Atmosférická depozice na území České republiky. Grafická ročenka 2013 [online]. ČHMÚ, 2014 [cit. 2018-05-01]. Dostupné online na: <[http://portal.chmi.cz/files/portal/docs/uoco/isko/grafroc/13groc/gr13cz/IX\\_depозice\\_CZ.html](http://portal.chmi.cz/files/portal/docs/uoco/isko/grafroc/13groc/gr13cz/IX_depозice_CZ.html)>

- Český hydrometeorologický ústav: Atmosférická depozice na území České republiky v roce 2012 [online]. ČHMÚ, 2013 [cit. 2018-05-01]. Dostupné online na: <http://portal.chmi.cz/files/portal/docs/uoco/isko/grafroc/groc/gr12cz/kap3.html>
- EEA: European environment agency. CORINE land cover – contents [online]. 2014 [cit. 2018-05-07]. Dostupné online na: <http://www.eea.europa.eu/publications/COR0-landcover>
- Směrnice Rady 91/676/EHS o ochraně vod před znečištěním způsobeném dusičnany ze zemědělských zdrojů [online]. Ministerstvo zemědělství ČR, [cit. 2018-04-22]. Dostupné online na: [http://eagri.cz/public/web/mze/legislativa/predpisy-es-eu/Legislativa-EU\\_x1991-2000\\_smernice-1991-676-nitratova.html](http://eagri.cz/public/web/mze/legislativa/predpisy-es-eu/Legislativa-EU_x1991-2000_smernice-1991-676-nitratova.html).
- Soil and Water Assessment Tool: Input/Output Documentation [online]. SWAT, 2012 [cit. 2018-05-01]. Dostupné online na: <https://swat.tamu.edu/documentation/2012-io/>
- Zákon č. 254/2001 Sb., o vodách a o změně některých zákonů (vodní zákon). In: Sbírka zákonů. č. 98/2001. [cit. 2018-04-22]. Dostupné online na: [www.mvcr.cz/soubor/sbirka-zakonu-dokumenty-sb101-10-pdf.aspx](http://www.mvcr.cz/soubor/sbirka-zakonu-dokumenty-sb101-10-pdf.aspx).